Göteborgs universitet
Zoologiska institutionen
Ekologisk zoologi
Vattenvård 10 p. HT 2005

PROJEKTARBETEN INOM ÖREKILSÄLVENS AVRINNINGSOMRÅDE HT 2005

Valboån i November, Foto Gustaf Tim

FÖRORD

Under 4 dagar i november besöktes Örekilsälvens avrinningsområde av två grupper studenter från Göteborgs universitet. Kursen i Vattenvård 10 poäng med Jan Stenson som kursledare. Ragnar Lagergren var exkursionsledare och kursassistenter var Sofia Brockmark, Rasmus Kaspersson och Fredrik Palm. Kursmomenten är en uppföljning av ett arbete som inleddes under vt-1998. Avsikten är att vi genom upprepade undersökningar så småningom skall ha möjlighet att kunna upptäcka trender i vattenkvaliteten. En del nya undersökningar har dock också lagts till efter hand.

Arbetet inleddes med en rundresa till sjöar, vattendrag, reningsverk, våtmarker och skyddszoner för att titta på problemen i området och för att se hur kommunerna runt Örekilsälven har arbetat med olika typer av åtgärder mot eutrofieringen. Resterande tid ägnades åt provtagning i fält. Analysen och bearbetningen av det insamlade materialet gjordes vid zoologiska institutionen i Göteborg.

Ett stort tack riktas till Färgelanda kommun och dess miljöchef Jan Sandell för ett bra samarbete vid förarbetet och vid tidigare kurser. Vi vill också tacka Ingvar Häger för lån av båt och upplåtelse av mark vid provtagningen i Hillingsäterssjön och Jan-Erik Svensson som från början planerade exkursionen och flera av momenten. Slutligen vill jag tacka alla studenter som tappert och omsorgsfullt genomfört alla moment trots bistert väder och bortdomnade fötter.

RAGNAR LAGERGREN

INNEHÅLL

I

Fosforhalter i Valboåns vattensystem

Göteborgs Universitet HT 2005
Vattenvård 10p
Handledare: Ragnar Lagergren
Kursledare: Jan Stensson

Fredrika Georgson
Elin Gunve
Lina Johansson
Eva Rihm
Gustaf Tim

Sammanfattning

Redan på 70-talet uppmärksammades övergödningen av Gullmarn. Gullmarsfjorden är Sveriges enda egentliga tröskelfjord och har en unik miljö, men är med tröskeln extra känslig mot föroreningar. Örekilsälvens vattensystem med Valboån som mynnar ut i Gullmarsfjorden är i sig drabbat av övergödning som en effekt av i första hand jord- och skogsbruksverksamhet i avrinningsområdet. Detta bidrar till ökande algblomning, syrebrist och bottendöd i fjorden. En stor del av närsalterna kommer ut i vattendragen från erosion från jordbruksmark och från vattendragens fåror.
Mellan 1998 till 2001 pågick "Projekt Våtmarker och Skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde". Syftet var att minska närsalterna ut i vattendragen genom att anlägga våtmarker, dammar och skyddszoner i området.

Med detta projektarbete har syftet varit att mäta fosforhalterna i Valboåns huvudfåra och i dess biflöden för att sedan kunna titta efter förändringar i fosforhalt och om positiva effekter syns i områden med anlagda våtmarker och skyddszoner. Även åtgärder för att minska erosionsproblemen och hur ett kontrollprogram skulle kunna utformas ska finnas med. Vid mättillfället gjordes för varje mätställe en inventering 50 meter uppströms för att undersöka om skyddszoner eller våtmarker anlagts i området och hur stor erosionen är omkring vattenfåran.

Resultatet visar att fosforhalten inte minskat jämfört med medelvärdet av tidigare års mätningar. Värdena på fosforhalterna klassas fortfarande som höga, enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913 Naturvårdsverket 2000). Man ser en ökning av fosforhalten nedströms i huvudfåran och en ökning i mätpunkter tagna efter utflöden från biflöden till Valboån.
En viss minskning av fosfor kan ses vid specifika mätplatser med anlagda dammar.

Vi anser att fler våtmarker borde utformas på mer strategiska platser där fosforbelastningen till vattendragen är hög. Även fler skyddszoner bör anläggas i avrinningsområdet.

Innehållsförteckning

Inledning

Valboån ingår i Örekilsälvens vattensystem i Dalsland. Detta vattensystem leder till sist ut i Gullmarsfjorden som är Sveriges enda egentliga tröskelfjord. Denna tröskelfjord har en unik flora och fauna och är därmed högintressant för forskning. Då själva tröskeln minskar utbytet av bottenvatten mot friskt saltvatten (detta sker vanligen någon gång per år), är denna plats påverkad av stora mängder förorenat sötvatten. Områdets sötvatten är utsatt för eutrofiering (övergödning), vilket har haft negativa effekter på Gullmarn med ex. algblomning, syrebrist och bottendöd. Eutrofieringen beror på tillskott av närsalter som fosfor och kväve vilka ökar påfrestningen på vattendragen. Avrinningsområdet domineras av jordbruksmark och skogsbruk. Mänsklig påverkan av industriella utsläpp och reningsverk är inte det största problemet då det är glesbefolkat. Då jordbruket inte är mer dominerande här än på andra jordbruksområden i landet tros orsaken till eutrofieringen i vattendragen vara den erosion från de mo- och mjälahaltiga jordarna som pågår. Även erosion i vattenfårorna är en bidragande faktor. Till detta borde tilläggas att landskapet delvis är mycket kuperat, vilket påskyndar flödet till vattendragen och därmed ökar erosionen och området har en lokalt hög årsnederbörd. För att minska eutrofieringen så har våtmarker och skyddszoner anlagts i omnejden. En skyddszon är en alltid bevuxen remsa mellan 5-20 meter precis vid vattenkanten in mot åkern. Vegetationen på denna remsa tar upp närsalter och håller kvar jorden vilket minskar påfrestningen på vattnet. Våtmarkerna bromsar upp ytvattnets flödestid vilket ger partikelbundet fosfor en chans att sjunka till botten och sedimentera (Projekt våtmark och skyddszoner, Svenland et. al. 2001).

Syftet med undersökningen var att jämföra tidigare års mätningar av främst fosforhalter i ån och biflöden med aktuella mätningar. Göteborgs universitet har sedan 1998 tagit vattenprover på 16 platser som har varit desamma. Andra undersökningar har gjorts i området sedan 1993, men dessa kommer ej att medtagas i denna rapport. Vi blev också ombedda att undersöka om förbättringar eller försämringar kan registreras. I områden där våtmarker och skyddszoner har anlagts var frågan ifall dessa har haft en positiv inverkan på eutrofieringsproblemen i vattendragen.

Metod

Provtagning

Torsdagen den 17 november hämtades vattenprover från sjutton olika platser längs Valboåns huvudfåra och biflöden. Dryga tre veckor innan proverna togs hade det regnat mer eller mindre oavbrutet med resultat av ett ökat flöde. Tre dagar innan provtagningen var det en storm som varade en dag och en natt. Detta kan påverka de mätresultat som vi fick fram. Tio platser var belägna längs huvudfåran medan sex var biflöden till Valboån. Det sista stället var utloppet i Ellenösjön och har bara undersökts en gång i tidigare arbeten. Vid varje mätpunkt (1-17) på kartan hämtades två vattenprover med hjälp av en plastflaska (Lagergren) där botten är avskuren och en blytyngd fäst i korkändan. Ett långt rep är fastsatt i andra änden vilket gör det möjligt att hissa ner den från höga höjder (t.ex. broar) och ta upp vatten från mitten av vattendragen. Vattenproverna hälldes över i 500 ml vita plastburkar och markerades 1A, 1B vid första mätpunkten, 2A, 2B vid andra osv. Flaskorna fylldes med råge för att minimera syretillförseln så att den biologiska aktiviteten begränsades. Områdena vid mätpunkterna inventerades 50 meter uppströms för att senare kunna avgöra hur markanvändningen påverkar vattendragen (se bilaga 2). Väl tillbaka på labb lades alla prover markerade med A i kylen och de B-markerade proverna i frysen. Följande dag bearbetades alla A-markerade proverna genom att mäta färgkomposition, turbiditet, konduktivitet, pH och alkalinitet.

Analysmetoder

Färgkomposition, ett mått på vattnets lösta humusämnen.
Vattenproverna i plastburkarna fick stå några minuter så att större partiklar sedimenterades. En kyvett fylldes med provvatten och en annan kyvett med avjoniserat vatten. Dessa placerades i en färgkomparator och jämfördes med olika färgfilter. När färgerna överensstämde avlästes värdet på filterskivan.

Turbiditet, ett mått på vattnets grumlighet.
Samma provvatten som användes vid färgkompositionsmätningen hälldes över i en liten glasflaska och placerades i en turbidometer. Innan varje mätning kalibrerades turbidometern, glasflaskan sköljdes ur med avjoniserat vatten och torkades noga mellan provtagningarna.

Alkalinitet, vattnets förmåga att uppta protoner (i inlandsvatten oftast karbonat-, vätekarbonat- och hydroxidjoner).
Alkaliniteten bestämdes genom titrering med saltsyralösning (0,02M HCl). Byretten var genomsköljd med saltsyralösning och luftbubblor i slangarna var avlägsnade i tidigare provtagningar. Med hjälp av konduktivitetvärdena lästes det av i en tabell hur mycket provvatten som skulle användas. 5-10 mS/m motsvarade 25 ml provvatten. Provvattnet späddes ut till 50 ml med avjoniserat vatten. Provlösningen genomluftades med kvävgas för att driva ut kolsyra. Fyra droppar SBV-indikator tillsattes och färgade lösningen grön. Sedan titrerades provlösningen med saltsyralösning droppe för droppe tills färgen ändrades till grå (omslagspunkt, pH = 5.4). Halten saltsyralösning som tillfördes registrerades. För mycket saltsyra lösning färgade provlösningen röd.

Varje prov mättes två gånger och ett medelvärde registrerades. Alkaliniteten räknades ut med följande formel: $\mathbf{A(mekv/l) = C_{HCl} \cdot ml_{HCl} \cdot 1000 / ml_{prov}}$

pH, vattnets innehåll av vätejoner (surhetsgrad).
Muggarna med sjövatten som användes vid konduktivitetsmätningen användes även vid mätning av pH. Med en glasmembranelektrod som kalibrerats till 7,0 mättes pH-värdena i alla muggar. Mellan proven sköljdes mätaren med avjoniserat vatten. Ett medelvärde av de två muggarna från varje prov registrerades

Konduktivitet, vattnets innehåll av lösta joner (ledningsförmåga).
Från varje prov fylldes två muggar med 3 cm sjövatten, totalt 34 muggar. Dessa värmdes upp i vattenbad till 25°C. För att få ett mer korrekt värde sköljdes mätinstrumentets mätcell av i första muggen och därefter placerades den i andra muggen och värdet lästes av genom ett utslag på mätinstrumentet. Mätcellen sköljdes av med avjoniserat vatten mellan provtagningarna.

Totalfosforhalt, mätning av fosforhalt även organiskt bunden fosfor.
Tredje och fjärde arbetsdagen utfördes mätningar av totalfosforhalten i B-proverna som legat i frysen. Vattenproverna tinades upp i vattenbad. Efter upptining skakades flaskorna ordentligt så ämnen som sedimenterat rördes upp. (Då de upptinade plastflaskorna på tredjedagen inte omblandades behövdes ytterligare ett totalfosforhalttest göras dag fyra). Från varje prov fylldes två glasflaskor med 20 ml provvatten med pipett. Utöver vattenproverna gjordes även ett blindprov med 20 ml avjoniserat vatten samt ett kalibreringsprov med 5.0 ml kalibreringslösning som utspäddes med 15 ml avjoniserat vatten. Totalt blev det 36 glasflaskor. Därefter tillsattes 4 ml kaliumpersulfatlösning i alla glasflaskorna och lock sattes på. Sedan autoklaverades proverna i 60 min i 120°C. 140 ml reagenslösning blandades med 60 ml askorbinsyra (0,1M) När proverna svalnat tillsattes 1 ml avjoniserat vatten och 4 ml blandreagens. Efter 10 minuter mättes absorbansen vid 882 nm i 1-cm.s kyvett och ett medelvärde på vardera prov kunde konstateras. Totalfosforhalterna räknades sedan ut med följande formel: $\mathbf{Tot\text{-}P\ (\mu g/l) = C_{kal} \cdot ml_{kal} \cdot (A_{prov}-A_{blind}) / (ml_{prov} \cdot (A_{kal}-A_{blind}))}$

Resultat

Alla prover som tagits redovisas i en tabell se bilaga 3. Resultaten av provtagningarna redovisas i respektive stapeldiagram nedan. Resultaten av inventeringarna för varje mätplats finns registrerade i bilaga 2.

Färgkomposition

Färganalysen på de vattenprover som tagits redovisas i fig.1.
Värdena på färganalysen har med humushalten i vattnet att göra. Vatten med högre humushalt har ett högre värde. Värdena för huvudfåran är relativt lika medan biflödena varierar kraftigt. Enligt naturvårdsverkets bedömningsskala varierar vattnet i biflödena mellan måttligt färgat till starkt färgat vatten. Huvudfåran ligger inom måttligt färgat vatten enligt samma skala.

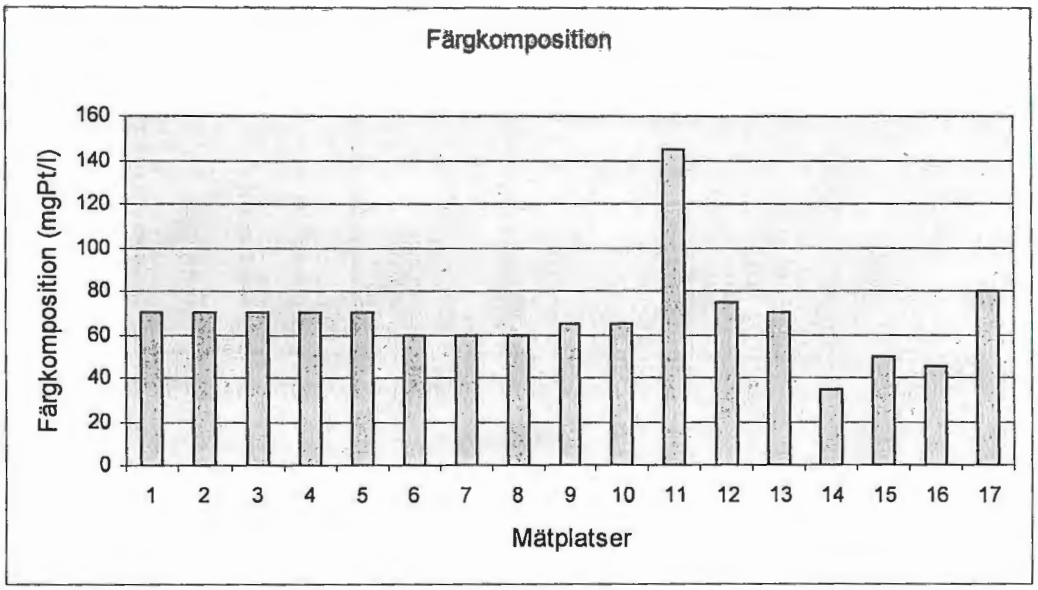


Fig.1 Färgkompensationen utmed Valboån och biflöden. Stapel 1-10 är prov från Valboåns huvudfåra och stapel 11-16 är prov från biflöden. Stapel 17 är taget i Ellenösjöns utlopp.
Klass 3 Måttligt färgat vatten 25-60 mgPt/l. Enligt naturvårdsverkets bedömningsskala.
Klass 4 Betydligt färgat vatten 60-100 mgPt/l. Enligt naturvårdsverkets bedömningsskala.
Klass 5 Starkt färgat vatten >100 mgPt/l. Enligt naturvårdsverkets bedömningsskala.

Turbiditet

Huvudfårans turbiditet ökar nedströms, fig. 2. Detta beror på biflödenas tillförsel. Värdena är extremt höga enligt naturvårdsverket bedömningsskala, troligtvis på grund av det hårda vädret.

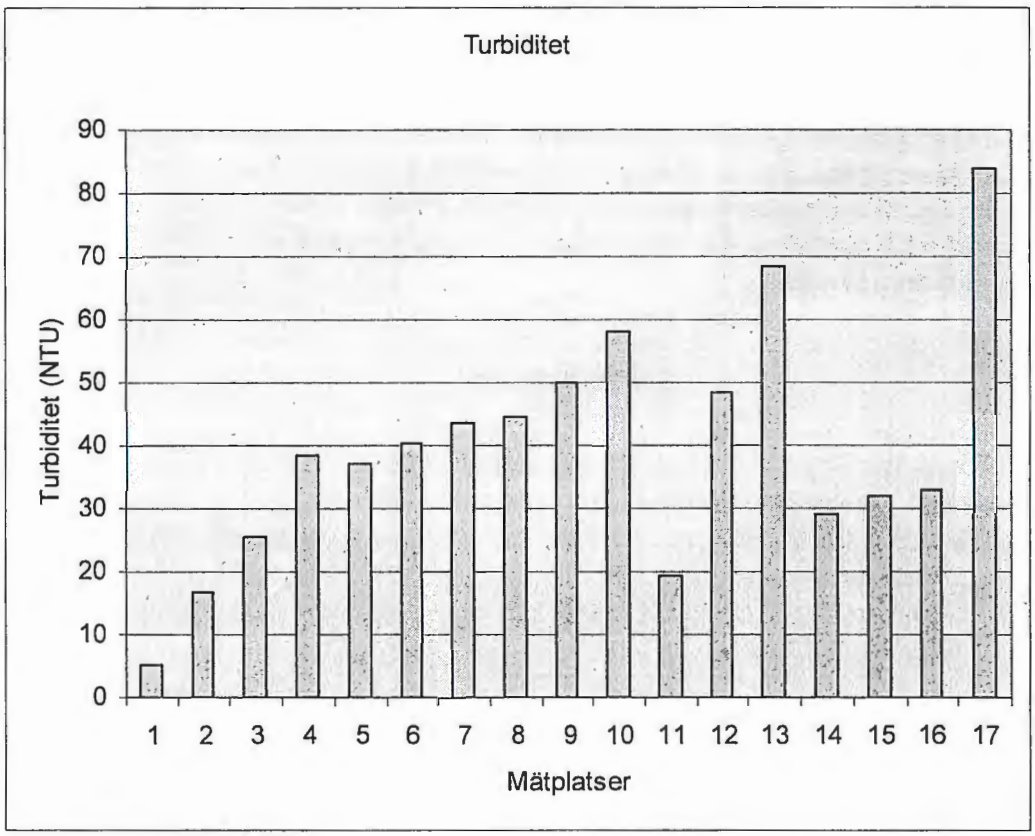


Fig.2 Turbiditeten utmed Valboån och biflöden. Stapel 1-10 är prov från Valboåns huvudfåra och stapel 11-16 är prov från biflöden. Stapel 17 är taget i Ellenösjöns utlopp.
Klass 4 Betydligt grumligt vatten 2,5-7,0 FNU-enheter. Enligt naturvårdsverkets bedömningsskala
Klass 5 Starkt grumligt vatten >7,0 FNU-enheter. Enligt naturvårdsverkets bedömningsskala.
1FNU=1NTU

Alkalinitet

Alkaliniteten (buffertkapaciteten) för de vattenprover som tagits redovisas i fig.3. Alla provpunkter förutom punkt 11 har ett pH över 7. Bland dessa punkter är även alkaliniteten mycket god buffertkapacitet. Punkt 11 har ett pH-värde på 6,0 och en alkalinitet som ligger på gränsen mellan god och svag buffertkapacitet. Siffrorna visar på att punkt 11 är känsligt för försurning och bör bevakas.

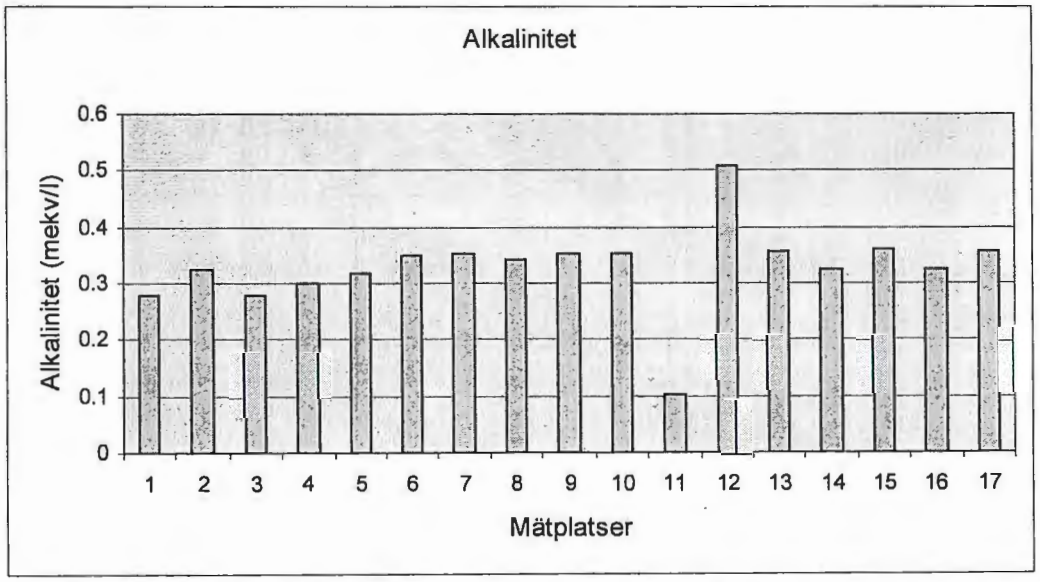


Fig.3 Alkaliniteten utmed Valboån och biflöden. Stapel 1-10 är prov från Valboåns huvudfåra och stapel 11-16 är prov från biflöden. Stapel 17 är taget i Ellenösjöns utlopp.
Klass 3 Svag buffertkapacitet 0,05-0,10. Enligt naturvårdsverkets bedömningsskala.
Klass 2 God buffertkapacitet 0,10-0,20. Enligt naturvårdsverkets bedömningsskala.
Klass 1 Mycket god buffertkapacitet >0,20. Enligt naturvårdsverkets bedömningsskala.

pH

pH för de vattenprover som tagits redovisas i fig.4. pH värdena är goda (klass 1) i samtliga mätplatser med undantag av mätplats 11 där vattnet var surt (klass 4).

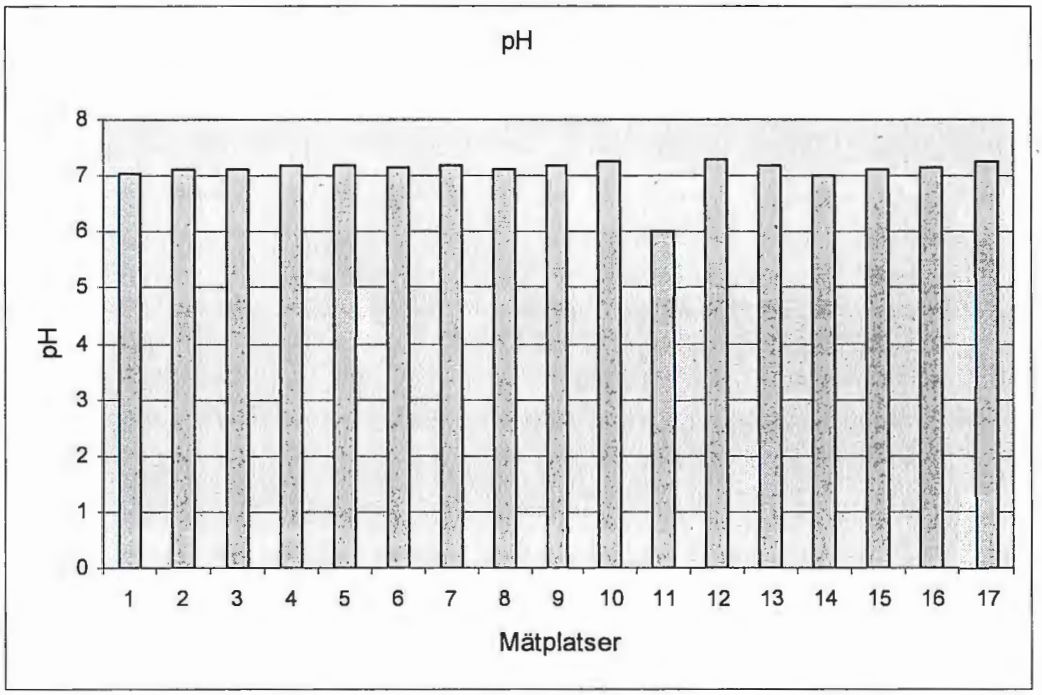


Fig.4 Konduktiviteten utmed Valboån och biflöden. Stapel 1-10 är prov från Valboåns huvudfåra och stapel 11-16 är prov från biflöden. Stapel 17 är taget i Ellenösjöns utlopp.
Klass 1 Nära neutralt >6,8. Enligt naturvårdsverkets bedömningsskala.
Klass 2 Svagt surt 6,5-6,8. Enligt naturvårdsverkets bedömningsskala.
Klass 3 Måttligt surt 6,2-6,5. Enligt naturvårdsverkets bedömningsskala.
Klass 4 Surt 5,6-6,2. Enligt naturvårdsverkets bedömningsskala.

Konduktivitet

Konduktivitet (ledningsförmågan) för de vattenprover som tagits redovisas i fig.5. Konduktiviteten ökar nedströms, vad det gäller biflödena är de flesta värdena höga med undantag av mätplats 11 som är lägst.

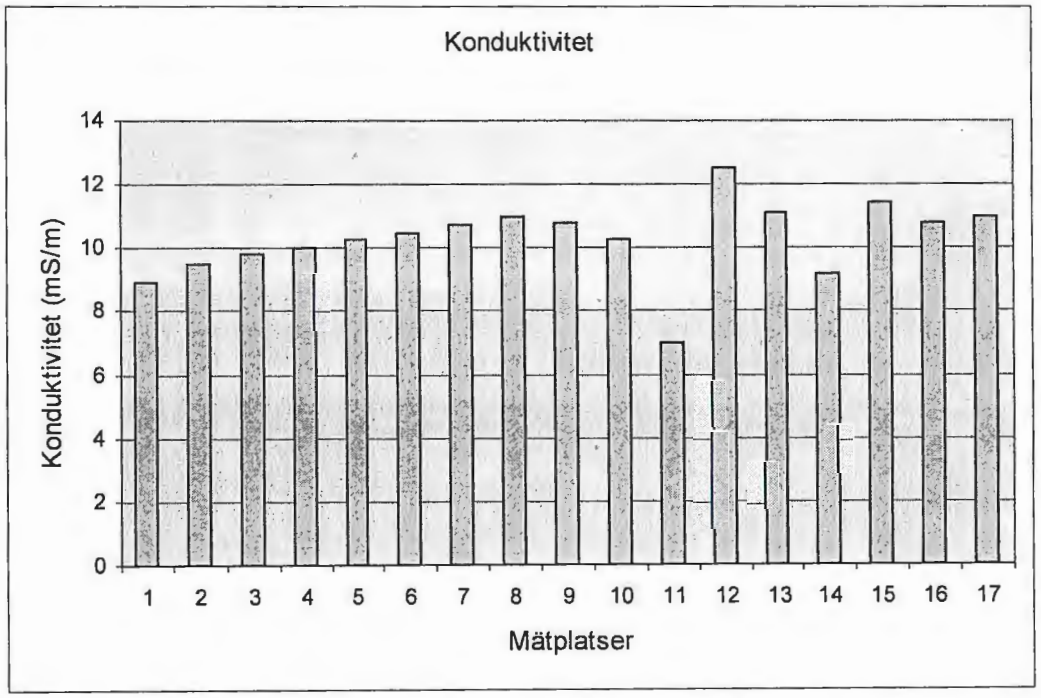


Fig.5 Konduktiviteten utmed Valboån och biflöden. Stapel 1-10 är prov från Valboåns huvudfåra och stapel 11-16 är prov från biflöden. Stapel 17 är taget i Ellenösjöns utlopp.

Totalfosforhalt

Totalfosforhalten för de vattenprover som tagits redovisas i fig. 6. Halterna ökar nedströms i huvudfåran. Fosforhalterna i biflödena är generellt högre än i huvudfåran med undantag av mätplatserna 11 och 16.

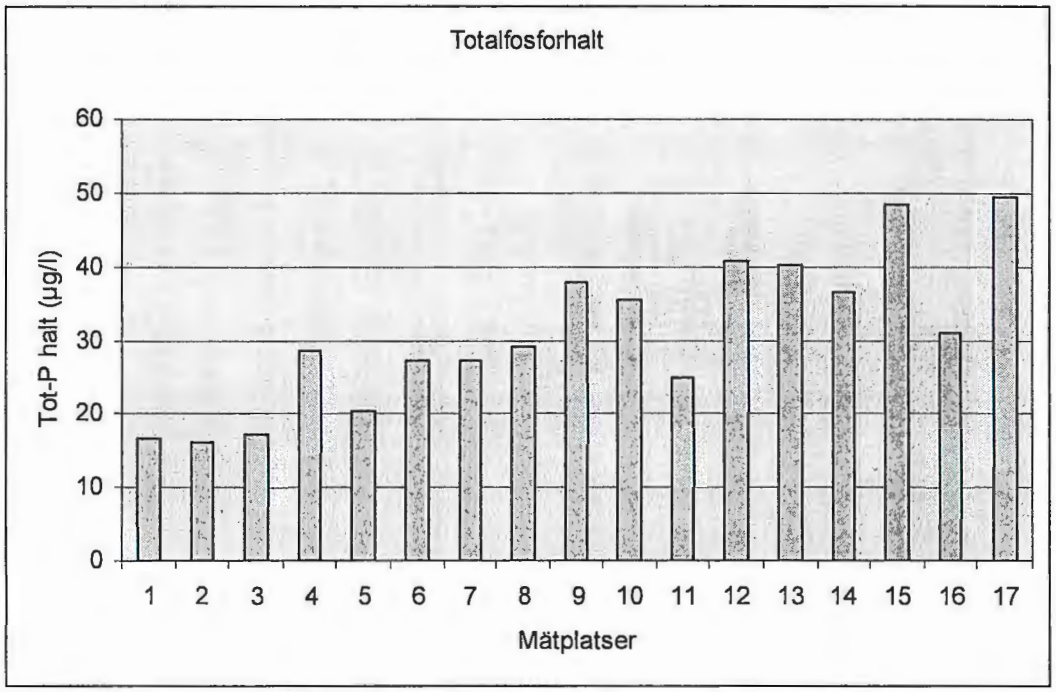


Fig.6 Konduktiviteten utmed Valboån och biflöden. Stapel 1-10 är prov från Valboåns huvudfåra och stapel 11-16 är prov från biflöden. Stapel 17 är taget i Ellenösjöns utlopp. Klass 2 Måttligt höga halter 12,5-25. Enligt naturvårdsverkets bedömningsskala. Klass 3 Höga halter 25-50. Enligt naturvårdsverkets bedömningsskala.

Diskussion

Det kraftiga regnet och den hårda stormen innan provtagningarna kan ha bidragit till de extrema resultat som vi fick på bl.a. turbiditetsvärdena. Det är möjligt att den omblandning som vädret orsakade har påverkat vissa resultat. Detta bör hållas i åtanke om siffrorna känns overkliga. Dock bör nämnas att oväder är ett naturligt och återkommande fenomen som inträffar när som, och därmed kan våra siffror betraktas som en momentan sanning efter stormen. Då vädret är okänt från tidigare års provtagningar ska jämförande siffror betraktas med försiktighet. Detta ger dock en ungefärlig bild av förändringarna som skett under de uppmätta åren. Möjlig felkälla från tidigare års mätningar kan vara att de har använt en Ruttnerhämtare. Denna har en tendens att få med sedimentpartiklar i provet. Vi använde en hämtflaska (Lagergren, se metod) som ej tog med sedimentpartiklar.

Avrinningsområdet till den unika Gullmarsfjorden är erosionsdrabbat vilket bidrar till en ökad eutrofiering. Denna erosion kommer från jordbruksmarken och vattendragens fåror. Som en åtgärd för eutrofieringsproblemen har Dals-Eds, Munkedals och Färgelanda kommun genomfört "Projekt Våtmarker och Skyddszoner" som pågick mellan åren 1998-2001. Våtmarker fungerar som kvävefällor där vattnets flödestid bromsas upp genom landskapet. Uppbromsningen av vattnet gör så att partiklar kan sjunka till botten och sedimentera. Fosfor binds till järn i sedimenten och lagras. Kvävet tas upp av vegetationen, binds i bottensedimenten eller blir kvävgas genom denitrifikation, en process som görs av bakterier i sedimenten. Skyddszoner minskar erosionen och därmed tillförsel av närsalter till vattendragen. Zonerna måste vara bevuxna året om och det får inte användas någon form av gödsel för att de ska vara effektiva. Både våtmarker och skyddszoner bidrar dessutom till en ökad biologisk mångfald.

Fosfor

Fosforhalten har en ökande trend nedströms. Det går däremot inte att utläsa en minskning av halterna efter våtmarks- och skyddszonåtgärderna från siffrorna, se fig. 7 nedan. Figuren visar att en direkt minskning av fosforhalterna inte kan påvisas jämfört med tidigare år. Då våtmarks- och skyddszonprojektet stod färdigt 2001 är det dock för tidigt att säga att åtgärderna inte kommer att ha en positiv effekt på fosforhalten i Örekilsälvens avrinningsområde. Däremot tycker vi att det är en absolut nödvändig och viktig åtgärd som borde utökas för att ge positiva resultat på lång sikt. Om nya våtmarker ska anläggas bör detta vara på mer strategiska platser där närsaltsbelastningen är stor. I anslutning till mätplats 3 och 15 har det anlagts våtmarker. Detta kan ses på värdenas kraftiga variationer (se tabell bilaga 3). Hösten 1999 hade båda mätplatserna förhållandevis låga värden som steg kraftigt efter att projektet påbörjats. Ökningen av värdena kan bero på en ökad störning av sedimenten och ökad erosion. Efter 2001, då våtmarken stod klar vid punkt 15 har en minskning av halterna registrerats, vilket påvisar behovet av våtmarker. Fosforhalten i utloppet i Ellenösjön (punkt 17) är högre än vad det borde vara. Detta på grund av de ökade vattenflödena orsakade av regnet. När flödena ökar hinner inte närsalterna sedimentera.

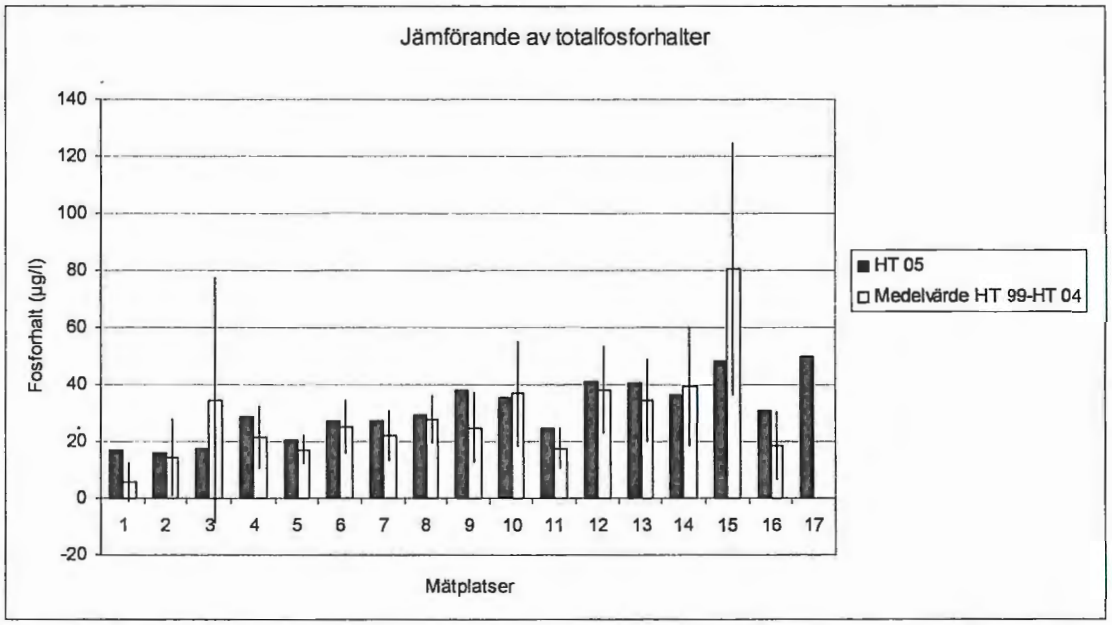


Fig. 7 Jämförelse av totalfosforhalterna tagna på hösten mellan åren 1999-2005. Stapel 1-10 är prov från Valboåns huvudfåra och stapel 11-16 är prov från biflöden. Stapel 17 är taget i Ellenösjöns utlopp. De vita staplarna visar ett medelvärde av proven från 1999-2004. Dessa staplar är försedda med felmarginal. Felstaplarna är en standardavvikelse stor.

Halterna för fosfor är uträknade efter totalfosfor i sjöar, vilket egentligen inte kan användas på rinnande vatten. Beräkningarna har använts sedan detta projekt startade på Göteborgs universitet, men borde kanske ändras. För att få en egentlig realistisk siffra över fosforhalterna måste ett årsmedelvärde sammanställas, årsnederbörden analyseras och flödet kalkyleras. Vad det gäller utflödet från Ellenösjön måste alla inflöden medräknas så att en retention kan beräknas.

Färgkomposition och turbiditet

Färgkompositionen är väldigt jämn med värden mellan 60-70 i huvudfåran. Att värdena är så jämna skulle kunna bero på det regnfall som drabbat området veckorna innan. Enligt naturvårdsverkets bedömnigsskala är de värden vi fått på turbiditeten skyhöga. Anledningen till dessa höga värdena kan vara det väder som härjade i området och ej felberäkningar. Värdena ökar stadigt nedströms i huvudfåran. I biflödena uppmättes störst värde i mätpunkt 13. Här fann vi tydliga erosionsskador som ökar turbiditeten. Det allra största värdet som vi uppmätte var i utloppet från Ellenösjön. Valboåns utlopp mynnar i denna sjö och i kombination med vädret så kan detta bidra till värdet.

Åtgärder
De åtgärder som redan gjorts i Gullmarns avrinningsområdet visar goda resultat vid enskilda mätplatser men däremot kan man generellt inte avläsa några positiva effekter av de undersökningar som gjorts av Göteborgs Universitet. Därför är det aktuellt att vidtaga fler åtgärder för att minska eutrofieringen i Gullmarnsfjorden.

Det behövs fler våtmarker och dammar för att vattnet ska stanna kvar så pass lång tid att fosfor kan sedimentera. De får inte vara för djupa för att inte riskera syrebrist och helst ska de ligga nedanför en jordbruksbygd. Gullmarns avrinningsområde är mycket speciellt och det finns ett flertal bra platser att placera ut våtmarkerna på. Många av de dammar som redan anlagts har inte placerats optimalt och har inte fyllt maximal funktion. Oftast har den sämre placeringen av dammarna att göra med markägarna. De vill inte göra sig av med brukbar mark och många dispyter har uppkommit. Jordarna i området eroderar lätt vilket är ett stort problem. De blottade åbrinkarna behöver ett skydd i form av sprängsten eller stenblock för att inte fortsätta föra med sig lera och jord. Försök till vegetationsplantering kan göras för att få jorden att hålla ihop bättre. Det kan dock vara svårt med tanke på nuvarande utseende att jordarna rasar ner i ån. Fler skyddszoner måste anläggas i kanterna på åkrarna till biflöden, Valboån och Ellenösjön genom samråd med markägarna. Denna vegetation måste skördas och föras bort för att upprätthålla en god fosforfälla framöver. Jordbrukarna bör så fångstgrödor på åkrarna när inte marken brukas för att minska utsläppen av fosfor. En viktig del i åtgärdsarbetet är att informera markägarna så att de får ökad förståelse och intresse för miljövårdsarbetet.

Det finns behov av punktåtgärder runt mätplatserna. Mätplatserna med stora arealer jordbruksmark norr om Edstena (mätplats 6 och 14) och väster om Högsäter (mätplats 13) är i behov av skyddszoner längs Valboån. I centrala Högsäter (mätplats 5) där Valboån strömmar är flödet kraftigt med relativt mycket eroderade kanter. Där kan en lämplig åtgärd vara att förstärka kanterna med sprängsten. Strax norr om Färgelanda (mätplats 8) är omgivningen starkt sluttande på båda sidor om vattendraget med betesdjur. Här behövs åbrinken förstärkas och djuren stängslas in så att de inte trampar ner jorden i ån.

Kontrollprogram
Det är viktigt att följa upp åtgärdsarbetet och kontrollera så att de ger någon positiv effekt genom att fortsätta med regelbundna mätningar och dokumentationer över tillståndet i Gullmarns avrinningsområde. Provtagningstillfällena ska ökas till fler gånger om året, gärna en gång i månaden för att få pålitligare värden. Mätningarna ska även ske på exakt samma sätt med likadana instrument genomfört av ett och samma kompetenta företag. Även vid anläggningar av projekt ska det utföras av kunniga personer. Det som begränsar verksamheten är bl.a. markägares ovilja att samarbeta och de höga kostnaderna allt arbete kräver. Drift- och underhållskostnader måste vara rimliga och det krävs kommunala och regionala satsningar för att de redan genomförda projekten ska upprätthållas och för att nya åtgärder ska kunna utföras.

Slutsats

Även då återgärder har gjorts i området med anläggning av våtmarker och skyddszoner har vi inte registrerat en direkt minskning av fosforhalterna i Valboån med biflöden. Då en viss minskning har skett på punkt 15 med en närbelägen våtmark, bör fler våtmarker och skyddszoner anläggas. Erosionen har en stor påverkan på eutrofieringen och bör åtgärdas.

Referenslista

http://www.sjv.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_rapporter/ra00_1.pdf

Projekt Våtmarker och Skyddszoner, Projektredovisning, Dals-Eds, Munkedals och Färgelanda kommun 1998-2001, Svenland et. al.

Bedömningsgrunder för miljökvalitet, Sjöar och vattendrag, rapport 4913, Naturvårdsverket 2000.

Totalfosforvärden från 1999-2004 har tagits ur tidigare projektarbeten.

Vattenvårdande åtgärder i Örekilsälvens vattensystem, Exkursionskompendium, Jan Stenson et. al.

Bilaga 1.
Karta över Valboån med biflöden

Bilaga 2.
Beskrivning av mätpunkter

Mätpunkt	*Beskrivning*
1.	Tät granskog på vänster sida. Ett mindre sågverk finns längre uppströms. Ca 100-150 m uppåt finns på vänster sida ett parti med sumpskog, som utgörs av tall & björk.
2.	På båda sidor av ån finns åkermark utan skyddszoner. Marken sluttar relativt mycket ned mot ån. Alar och björkar växer vid åkanten. En liten damm finns till vänster om vägen.
3.	Vänster sida av ån har naken åker med en skyddszon på ca 5 m. Denna består av vass och träd. På höger sida finns åker med fångstgrödor och graden av erosion längs båda åkanter är liten.
4.	Marken sluttar svagt ned mot ån, åkermarken på vänster sida är beväxt med fångstgrödor. Högersidan har vissa erosionsskador med blottad jord. Här finns även en igenväxt åker. Längre uppströms på höger sida finns ett grustag. På båda sidor om ån växer små björkdungar med ojämna mellanrum.
5.	Mätpunkten ligger inne i samhället Högsäter. Runt ån finns bebyggelse, med asfalterad mark på vänster sida. På motsatta sidan ligger hustomter med trädgårdar. Vattenflödet är snabbt och speciellt höger åbrink uppvisar en hög grad av erosion. En del halvstora träd växer vid kanterna men på högerkanten lutar de ned mot ån.
6.	Längs åkanterna finns en kort kantzon med vass. En naken åker ligger på höger sida, en åker med fångstgrödor finns på den andra. Markens lutning ned mot vattnet är mycket svag. Ån är här relativt bred.
7.	Vid denna punkt är ån reglerad med en damm och en kraftstation. På vänster sida finns bebyggelse och unga lövträd. På höger sida jordbruksmark.
8.	På höger sida ligger betesmarker som går hela vägen ned till vattnet. Marken sluttar starkt och har stora erosionsskador närmast ån, troligen beroende på trampande kor. På vänster sida finns en gräsbeväxt slänt där erosionen är mycket mindre än på motsatta sidan.
9.	Till vänster, 50-100 m bort ligger hus med tomter. Närmare vattnet finns gräsplaner som övergår i vass- och buskbälten vid ån. På höger växer stora träd nära vattnet.

10. På höger sida ligger en tomt med hus. En grusväg går några meter in från åstranden. Närmast bron där mätningen skedde är åbrinken förstärkt med sten. På vänster sida ligger brukad åkermark med en skyddszon på några meter.

11. Mätpunkten ligger intill riksväg 172. Åbrinken är förstärkt med sprängsten. På båda sidor av ån växer stora vassjok och till höger finns mycket tåg. Längre ut finns blandat skog och gräsmark. En starkt sluttande åker ligger ett tiotal meter längre upp till vänster.

12. Ligger liksom punkt 11 nära vägen och har betsmark på båda sidor, sluttande ned mot ån. Ett kort vassbälte växer längs åkanterna. Vänster sida har naken åker. Vid åkanten finns en ca 2 m träd- och buskbeväxt zon.

13. Naken åker på vänster sida, på höger sida åker med fångstgrödor, Vissa erosionsskador finns vid åkanten, marken är lerig.

14. Mätpunkten ligger inne på jordbruksmark. Mycket vass växer vid åkanterna, vänstersidan har färskplöjd åker (plöjdes medan vi tog proverna). Andra sidan är åkermark i träda sedan flera år.

15. Uppströms ån, på vänster sida finns naken åker och till höger fuktig betesmark med tågtuvor. I området finns även en sidodamm.

16. Denna mätpunkt ligger inne i Färgelanda samhälle. Runt ån finns bebyggelse och gräsmattor. Strandkanten är förstärkt med sten närmast bron där mätningen skett. Ett antal träd av varierande storlek växer i åbrinken.

17. Granbeväxt, svagt sluttande mark på höger sida av ån övergår längre upp till brantare terräng med glesare skog. Gräs- och vassmark på den vänstra sidan, som är relativt plan.

Bilaga 3.
Mätvärden

Tabell1: Mätvärden för resp. mätpunkt

Ställen	Färg	Turbiditet [NTU]	Konduktivitet [mS/m]	pH	Alkalinitet [mekv/L]	Totalfosfor [µg/L]
1	70	5,2	8,9	7,05	0,28	16,7
2	70	16,8	9,5	7,1	0,324	16,1
3	70	25,5	9,8	7,1	0,28	17,3
4	70	38,3	10	7,2	0,3	28,5
5	70	37	10,3	7,2	0,316	20,4
6	60	40,2	10,5	7,15	0,348	27,2
7	60	43,4	10,7	7,2	0,352	27,2
8	60	44,6	11	7,1	0,344	29,1
9	65	50	10,8	7,2	0,352	37,7
10	65	58	10,3	7,25	0,352	35,3
11	145	19,5	7	6	0,104	24,8
12	75	48,3	12,5	7,3	0,508	40,8
13	70	68,5	11,1	7,2	0,356	40,4
14	35	28,9	9,2	7	0,324	36,5
15	50	31,9	11,4	7,1	0,36	48,3
16	45	33	10,8	7,15	0,324	30,9
17	80	84	11	7,25	0,356	49,5

Tabell 2: Totalfosforvärden, jämförelse med tidigare mätningar, höstterminen resp. år

Ställen **Totalfosfor 1999 - 2005**

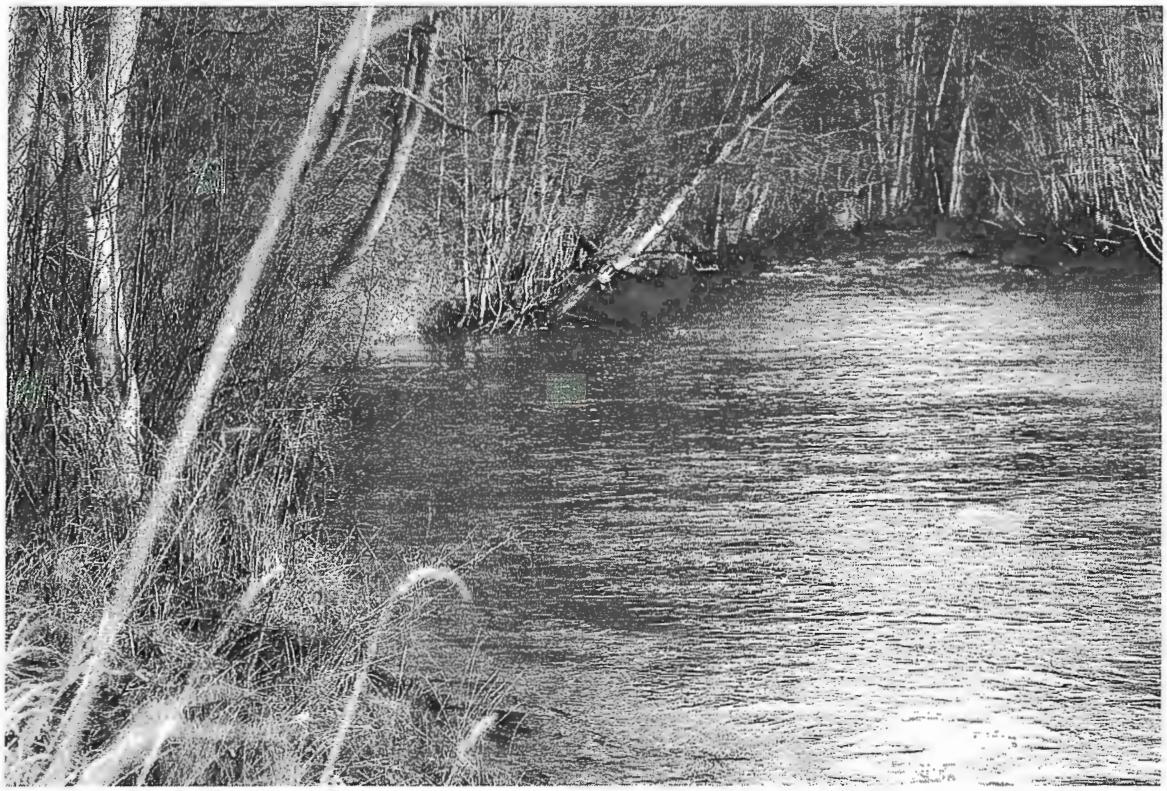
	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
1	1,8	15,7	0,8	8,8	1,8	5,8	16,7
2	2,8	38,8	10,1	25,6	3,4	6,4	16,1
3	6,0	128,3	12,2	27,6	13	18,4	17,3
4	7,8	26,2	20,7	24,4	11,2	39,7	28,5
5	12	22,7	13,1	23,24	18,9	12,2	20,4
6	11,9	38,8	24,1	30,45	15,6	29,6	27,2
7	11	12,7	24,1	34,86	19,3	30,4	27,2
8	11,4	23,6	28,7	35,26	32,3	35,3	29,1
9	9,6	10,5	27,9	28,0	40,3	32,7	37,7
10	13,7	33,2	35,5	37,7	73,5	26,8	35,3
11	8,7	25,7	22,8	18,0	9,4	20,8	24,8
12	12,8	30,5	47,3	42,5	33,7	61,7	40,8
13	17	20,9	50,3	42,1	24	51,9	40,4
14	10,6		74,3	44,1	29,4	37,9	36,5
15	23,9	77,2	122,9	55,0	147,6	57,3	48,3
16	6,4	5,7	18,2	28,0	36	17,8	30,9
17							49,5

II

Göteborgs Universitet
Zoologiska Instutitionen
Vattenvård 10P
HT-2005
Handledare: Ragnar Lagergren, Fredrik Palm, Sofia Brockmark, Rasmus Kaspersson

BOTTENFAUNAUNDER SÖKNING I VALBOÅN

Daniel Bergdahl, Simon Karlsson, Magnus Bäckman, Vera de Schryver, Alexander Olsson



Abstract

The ground fauna in the Valboån was investigated at three different test stations, which are named station 12, station 6 and station 16. Station 12 is the most uppstream located station, followed by station 6. Station 16 lies in the downstream region of Valboån, at a place where the stream has already flown through the lake "Ellenösjön". The aim of this investigation was to get information about the diversity of the ground fauna as well as information about eutrofication and organic pollution of the water. Therefore diversity was measured by calculating Shannon`s diversityindex and a estimation of the influence of eutrofication and organic pollution on the fauna was done by calculating the Danish faunaindex.. Our main results are the following: The highest number of species could be found at station 6, closely followed by station 12. At station 16 we could only find a quarter of the number of species in station 6. Although the total number of animals in station 16 was relatively low, we found a very high diversity there. At the stations 12 and 6 the diversity of the fauna is still high but lower as in 16. Similarly to the number of individuals, the diversityindex was the same in both stations. The Danish Faunaindex indicates low eutrophication and organic pollution in all the three stations. At station 6 we got a high index, at stations 12 and 16 a moderate high index. This means that the water at the stations 12 and 16 was less influenced than at station 6. Compared with investigations in autumn last year, diversity has declined at stations 12 and 6 and has increased at station 16. Furthermore, we found out that station 12 is dominated by the big taxa Ephemeroptera, Chironomidae and the Trichoptera family "Limnephilidae". At station 6 it is Asellus aquaticus that clearly dominates the ground fauna. Station 16 is dominated by Asellus aquaticus and Chironomidae but Ephemeroptera, Neuroptera, Hirudinea and Bivalvia are also present in big numbers.

Sammanfattning

Bottenfauanan i Valboån undersöktes på tre olika platser, sträcka 12, sträcka 6 och sträcka 16. Sträcka 12 ligger högst upp och nedströms följer sträcka 6 ytterliggare längre nedströms efter Ellenösjön återfinns sträcka 16. Målet med undersökningen var att få kunskap om bottenfaunan samt undersöka eutrofieringen och organisk föroreningen av ån. Diversiteten mättes genom uträkning av Shannons diversitetsindex samt av eutrofigraden genom Danskt index. Våra huvudsakliga resultat var: Högst antal arter i sträcka 6, tätt följt av sträcka 12. I sträcka 16 hittades endast en fjärdedel av antalet individer som i sträcka 6, men diversiteten ökade på denna sträcka. I sträcka 12 och 6 var diversiteten av fauna fortfarande hög men lägre än i sträcka 16. Danskt index indikerar ganska låg eutrofiering och organiskt förorening i alla tre sträckorna. I sträcka 6 var indexet högt och i sträckorna 12 och 16 måttligt högt. Det innebär att vattnet i sträcka 12 och 16 var mindre påverkade än i sträcka 6. I jämförelse med värden från förra hösten, visar resultaten att diversiteten minskat i sträcka 12 och 6 och att den ökat i sträcka 16. Dessutom fann vi i sträcka 12 dominans av Ephemeroptera, Chironomidae och Trichoptera familjen Limnephilidae. Sträcka 6 tydlig dominans av *Asellus aquaticus* och i sträcka 16 majoritet av *Asellus aquaticus*, Chironomidae men även Ephemeroptera, Neuroptera, Hirudinea och Bivalvia var rikligt förekommande.

Inledning

Sedan 70-talet har den mycket intressanta Gullmarsfjorden på den bohuslänska västkusten varit kraftigt belastad av närsalter som lett till eutrofiering. Kraftiga algblomningar har setts som orsakar syrebrist hotande den mycket unika faunan i Gullmarn. Gullmarn är dessvärre känsligare än vanliga fjordar eftersom den har en tröskel vid mynningen vilket innebär att det djupa bottenvattnet i fjorden bara byts ut under hösten och vintern. Tröskeln leder alltså till en än mer markant skiktning vid estuariet vilket gör syretäringen extra snabb och förödande för fjordens djupare bottnar. Det största sötvattenstillflödet i avrinningsområdet är Örekilsälven som mynnar i fjorden. Örekilsälven med biflöden ringlar genom ett landskap dominerat av jord- och skogsbruk bestående av erosiva finkorniga lerjordarna, som utgör gammal havsbotten. Stora mängder framförallt oorganiskt material eroderar innehållande mineral som fosfor. Omfattande utdikningar och sjösänkningar har bidragit till ett snabbare flöde och därmed erosion. Flera av sjöarna i avrinningsområdet har problem med eutrofiering. Avrinningsområdet har hög nederbörd och sköljs därmed av stora mängder kväveblandat regn som förs upp av vindar från kontinenten. Trots det bistra läget är det inte hopplöst. Ett projekt, "*Projekt Våtmarker och Skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde*", startade 1998 med mål att till 2001 minska eutrofieringen i avrinningsområdet genom att öka områdets retentionsförmåga. Projektet där flera kommuner deltog strävade efter att anlägga våtmarker och skyddszoner som tidigare funnits i större omfattning. Projektet har lyckats anlägga många våtmarker men tyvärr inte så många som man önskat och dessvärre saknas flest i de mer betydande jordbruksområdena. Tillstånd för anläggandet av en våtmark resp. skyddszon har byggt på markägarens frivilliga medgivande. Marker med de högsta bruksvärdena är därför av förståeliga skäl svåra att få loss. Dessutom kan tilläggas i konflikten att så sent som 1990 upphävdes statsbidragen för dikning och innan 1986 krävdes inget tillstånd för markavvattning. Alltså för 15 år sedan fick bönderna bidrag för att dika ut nu får de istället bidrag för att "dämma upp dikena" (Naturvårdsverket, 2001), säkerligen finns en och annan förvirrad bonde. Ytterliggare ett trassel är vissa uråldriga vattendomar som obligerar företag och markägare att rensa och räta åfåror och diken vilket ökar flödeshastigheten vilket som tidigare sagts leder till ytterliggare erosion och sämre retention.

Valboån är ett av Örekilsälvens största biflöden och rinner något söder om Örekilsälven. Den rinner genom flera av områdets större sjöar som Viksjön och Ellenösjön. I Valboån finns ett stationärt öringbestånd som till viss del är begränsad av regleringar och fördämningar (Thorsson, 1999). I ån finns dessutom flodkräfta. Erosionen är betydande och under vissa tider på året översvämmas ån och åkermark dränks. Dikningsföretag försöker i stark konflikt med fiskevårdsintressen att rensa och räta ut åfåran för att minska meandring och översvämning. Generellt är en förhöjd strömhastighet positiv för öringbestånd men eftersom jorden runt Valboån är så erosivt känslig så får kontinuerlig mänsklig påverkan en negativ effekt då det ökar närsaltbelastning och grumligheten.

En provtagning av bottenfaunan visar vattenförhållanden över flera år till skillnad från ett kemiskt prov av fosfor- och kvävehalter som är utsatt för fluktuationer. En surstöt märks alltså inte vid ett momentant vattenprov men märks definitivt i bottenfaunans sammansättning. Vissa larver lever i vatten i flera år och vissa bäcksländelarver har påträffats som levt i vatten i upptill 4-5 år (Nilsson, 1997).

Syfte

Syftet med projektet har varit att undersöka bottenfaunan i Valboån, för att om möjligt med hjälp av diversiteten bedöma vattnets eutrofieringsgrad.

Metod

Den 15 november 2005 provtogs bottenfaunan på tre sträckor i Valboån med standardiserade sparkprov, 5 prov per sträcka. Varje sträcka var 10 m lång och provtagningar slumpades ut där djupet var större än ett par decimeter. Två sträckor var uppströms Ellenösjön och ett nedströms. De exakta lokalerna anges på karta i bilaga 1. Ett sparkprov görs genom att provtagaren sparkar och därmed rör upp bottensubstratet på 30*30 cm yta under 90 sek. En håv vars öppning är 30*30 cm och maskstorlek 0,5 mm hölls ungefär ett par decimeter nedströms för att på så sätt fånga det som sparkas upp. Det fångade hälls i burkar tillsammans med det inhåvade substratet och konserveras med 95 % sprit. Burkarna förvaras i kyl tills analysdagen. Proverna analyserades under stereolupp och organismerna bestämdes med hjälp av diverse bestämningslitteratur (se referenser). Även strömhastigheten och vattenflödet (m^3/s) mättes på vardera sträcka med hjälp av en måttstock, tidtagarur och ett antal pinnar. Tio mätningar gjordes för att få ett bra medelvärde. Anteckningar om omgivande vegetation och karaktär samt bottensubstrat fördes.

Shannons diversitetsindex beräknades med formeln $-\sum n/N*LOG (2) n/N$. Där n står för antalet individer av arten och N står för det totala antalet arter. För att få Shannons index adderas alla arters index. Indexet är ett mått på hur stor diversitet som finns i habitatet. Ett högt Shannon index indikerar alltså många arter med ganska få individer i varje art alltså hög konkurrens och liten störning av habitatet.

Danskt fauna index beräknades genom tabeller som anges i Naturvårdsverkets *Bedömnings grunder för miljökvalitet Sjöar och vattendrag.* Indexet är ett mått på eutrofieringsgraden. Indexet sträcker sig mellan 1-7 där ett högt index innebär låg eutrofieringsgrad.

Lokalbeskrivning

Sträcka 12 låg i Törud före Ellenösjön och omgivningen kring bestod av ängsmark, grandungar och al. Vattnet var grumligt med hög halt organiskt material och en hög sedimentering med långsam vattenströmning.

Sträcka 6 låg i Tångelanda före Ellenösjön och omgivningen bestod av en idrottsplats med fotbollsplaner och tennisplaner samt al längs åkanten. Vattnet var relativt klart med liten halt av organiskt material och bottensubstratet bestod av större sten. Vattenströmningen var betydligt snabbare än föregående sträcka.

Sträcka 16 låg i Sommarhult efter Ellenösjön och omgivningen kring detta område bestod av barrskog med ett kalhygge på ena sidan och åkermark på andra sidan. Låg sedimentering och en hög grumlighet. Bottensubstratet bestod av större stenar av olika storlek. Vattenströmningen var här den snabbaste bland alla sträckor och här var också åbredden som störst.

Resultat

Här visas ett antal åskådliga index och urval av provtagningens resultat det fullständiga och de exakta proportionerna anges i tabellen i bilaga 1. Där finns även en artlista för varje sträcka.

Tabell 1: Visar strömhastigheten, vattenflödet, antal arter och individ antalet vid de tre provtagningsstationerna. m^3/s har beräknats genom att medeldjup har uppskattats.

	Strömhastighet (m/s)	Vattenflöde m^3/s	Antal taxa	Totalt antal individ
Sträcka 12	0,4	1,44	32	840
Sträcka 6	0,7	5,39	35	894
Sträcka 16	0,8	13,6	34	204

Värdena för vattenflödet visar att ån mångdubblas i storlek nedströms för varje provsträcka. Antalet arter är ganska konstant men däremot är proportionerna olika, se Fig 2-4 sida 6. Totala antalet arter är betydligt större i de första sträckorna och i jämförelse med föregående år är antalet stort.

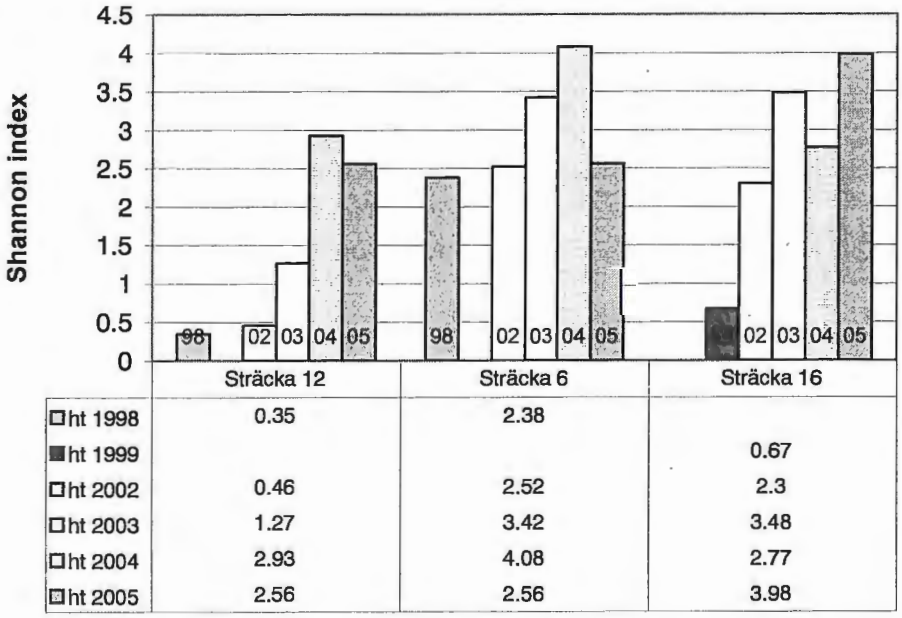


Fig 1: Diagrammet visar en jämförelse mellan Shannons diversitetsindex från tidigare års provtagningar under vattenvårdskursen.

Sedan våtmarkerna anlades i området visar diagrammet Shannons index en förbättrad diversitet. 2005 års prov gav en sänkning i den positiva prognosen för de två första lokalerna med en avsevärd förbättring i sträcka 16, efter Ellenösjön. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder så är de två första sträckornas index högt vilket indikerar på måttlig störning. Höga index innebär hög diversitet och därmed liten störning. Den sista sträckan har ett mycket högt index vilket tyder på obefintliga störningar.

Tabell 2: Danskt fauna index visar en förbättring på sträcka 16 jämfört med föregående år.

	ht 2004	ht 2005
Sträcka 12	6	5
Sträcka 6	6	6
Sträcka 16	3	5

Kanske utmärker sig våtmarkerna mellan sträcka 12 och 6 genom att i danskt index höjs ett snäpp. Index 6 tyder enligt bedömningsgrunder på ett högt index och index 5 på ett måttligt högt. Alltså är störningarna tydliga men inte katastrofala.

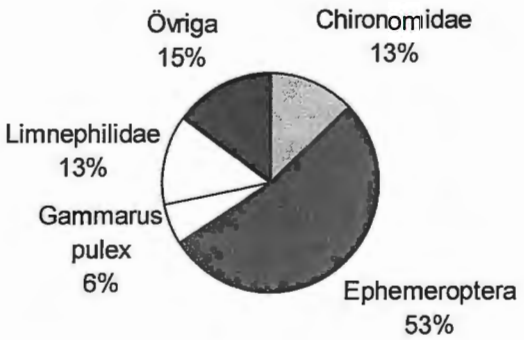


Fig 2: Sträcka 12
Det höga antalet av dagsländefamiljen Ephemeroptera sänker Shannons index för sträckan. Här återfinns även det största antalet chironomider och även husbyggande nattsländelarver Limnephilidae.

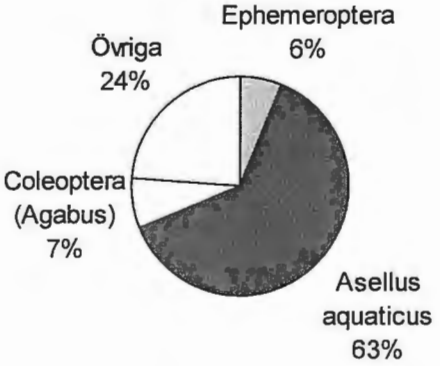


Fig 3: Sträcka 6
Här i det ganska snabbflytande vattnet hittades stora mängder sötvattensgråsuggor, *Asellus aquaticus*. Skalbaggslarven *Agabus* påträffades endast här och i ganska stora antal.

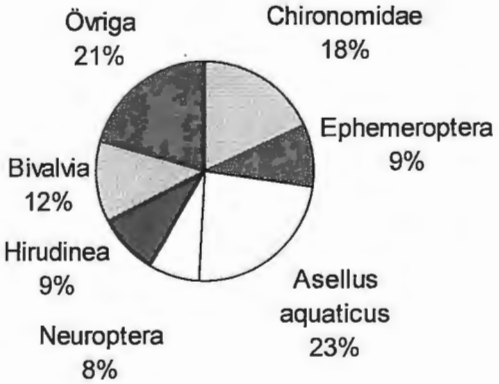


Fig 4: Sträcka 16
Den sista sträckan hade ingen dominant art utan präglades jämförelsevis av hög diversitet. Vilket syns på Shannons index.

Även ett antal ryggradsdjur fångades i provtagningen. En padda fångades i sträcka 6 och bäcknejonögon fångades på sträcka 12 och 6.

Diskussion

Förväntningarna inför provtagningarna var att området skulle vara starkt eutrofierat som framgår av kommunernas åtgärds inventeringar som också beskrivs kortfattat i inledningen. Våra resultat visade en viss avvikelse från förväntan. Shannons index visade från höga index till mycket höga index vilket tyder på måttlig eller obefintlig störning. Även Danskt index som ju är ett särskilt mått på eutrofieringsgraden var högt till måttligt högt för alla sträckor (Naturvårdsverket, 2000). Flera våtmarker har anlagts i valboåns biflöden mellan provtagningssträckorna 12 och 6 i början av 2000-talet. I diagram 1 kan en tydlig förbättring märkas sedan de väldigt låga indexen i slutet av 90-talet. Detta beror säkerligen i viss mån på att våtmarkerna börjat göra verkan. Förmodligen blir våtmarkerna allt effektivare för varje år då fler växter, som kan binda organiskt material, koloniserar markerna. Att våra Shannons index i de första två sträckorna ger en svag minskning sedan förra året är svårtolkat men kan bero på att vi hade stora antal av *Ephemera* respektive *Asellus aquaticus*. Som sagt så sänker en skev fördelning av organismerna Shannons index. Ytterliggare en följdfråga blir givetvis varför vissa arter dominerar? Vi hittade väldigt stora mängder juvenila organismer, alltså ett åringar, vilket har dragit upp kvoten. Detta måste betyda att det i år varit goda förhållanden för vissa arter. Kanske har dessa på grund av den varma hösten haft möjlighet till en extra kläckning. *Ephemera* har uppmärksammats med hela 3 generationer på ett år vid varma gynnsamma förhållanden (Nilsson, 1997). En annan orsak kan vara fluktuationer i närsalts- och vattennivåer som förhoppningsvis stabiliseras ju effektivare våtmarkerna blir. Intressant är att sträcka 16 som också ligger efter Ellenösjön visar ett högre Shannon och danskt index än föregående år. Detta innebär att retentionen i Ellenösjön verkar ha blivit bättre vilket stärker de positiva resultaten från de övre sträckorna, att förhållandena för bottenfaunan blivit avsevärt bättre sedan slutet av 90-talet. Att vi i jämförelse med andra sträckor har högt Shannon index i sträcka 16 men endast måttligt högt danskt index är motstridigt, sträcka 6 har t.ex. ett lägre Shannon men högre Danskt. Ett högt Shannon index är ju korrelerat med ett högt danskt index. Det känns ändå som om motstridigheten är svår tydd eftersom det i sig är svårt att jämföra miljöer som är helt olika, se lokalbeskrivning. Det väsentliga är i vilket fall, att en förbättring syns efter Ellenösjön jämfört med tidigare år! Däremot hittades bara en fjärdedel av antalet individer på sträcka 16 jfr med 12 och 6, kanske hålls bestånden i schack av en hårdare konkurrens. I sträcka 12 var proportionerna *Chironomidea* stor, dessa klarar sig bättre än andra organismer vid låga syrehalter eftersom de har hemoglobin. Proportionerna indikerar alltså att syreförhållandena gynnar dessa i konkurrens med övrig fauna. Här i sträcka 12 var vattnet lugnflytande, ganska humusfärgat, erosionen och sedimenteringen stor vilket förklarar den förmodade låga syretillgången. Nedströms i sträcka 6 fanns flest arter av bäcksländor, Plecoptera, vilket är en syrekrävande art. Även Danska index höjdes något till sträcka 6. Det innebär att förhållandena på något sätt blivit bättre nedströms. Eftersom våtmarker endast finns i biflödena, med undantag för den stora våtmarken vid samhället Ödeborg, vad gör då förhållandena bättre nedströms? Förmodligen gör våtmarkerna i biflödena att inte särskilt mycket nytt organiskt material tillkommer. Ändå tillkommer mycket vatten som så att säga "spär ut" det humusfärgade vattnet. Även här känns det viktigt att påpeka att det är svårt att jämföra olika miljöer.

Åtgärder

Att minska eutrofieringen genom att anlägga våtmarker och skyddzoner tycks fungera (enligt danskt index sträcka 6. i jämförelse sträcka 12.) men åtgärderna blev färdiga först 2001, alltså nyligen, så man bör kunna vänta sig bättre resultat längre fram i tiden eftersom det tar tid för våtmarkerna och skyddzonerna att fungera optimalt. Man bör eventuellt vänta ytterliggare en tid för att se de önskade optimala resultaten för dessa åtgärder.

Om man i framtiden väljer att anlägga fler våtmarker är det viktigt att tänka på att storleken på våtmarken blir så stor som möjligt vilket innebär att vattnet har en längre omloppstid och därmed ökar sedimentationen, alltså högre rening! Att ha i åtanke är även utrymme för "den stora" våtmarken, om den inte finns är det bra med flera små seriekopplade anläggningar. Resurser till våtmarksanläggning är begränsade och därmed är placeringen viktig för att få den bästa effekten utav anläggningen. Våtmarkerna bör då anläggas nedanför gödslade åkermarker där näringstillförseln är stor, dock är att tillägga att alla våtmarker är bra även om man inte placerar dem optimalt. Detta gäller även för skyddszoner då det är bättre att ha en liten skyddszon intill vattendraget än ingen alls, vid optimal rening bör de vara olika breda beroende av åkermarkernas lutning d.v.s att ju högre lutning desto bredare skyddszon.

När man kollar på vad man vill få ut av reningarna som är gjorda är det eutrofierings-problematiken som är störst till Ellenösjön och ut till Örekilsälven och vidare till Gullmarn. Något man skulle kunna göra är att skapa musselodlingar i Örekilsälvens mynningsområde vilket bidrar till mindre utsläpp av näringsämnen till haven genom att de filtrerar växtplankton som orsakar övergödning av haven. Musslorna kan i sin tur användas som föda till människor eller malas ner till mjöl för tillverkning av pellets m.m. Ett projekt med denna metod pågår i havet utanför Lysekils kommun för att rena det kommunala utsläppen från reningsverken som är en stor källa till kväveutsläpp i Gullmarn.

Felkällor

Alla individer kunde inte bestämmas till art p.g.a små juvenila eller ej artspecifika nycklar vilket gav ett troligen överskattat Shannons index.

Referenser

Dals-eds kommun, Munkedals kommun, Färgelanda kommun. (2001) *Projekt våtmarker och skyddszoner*. Lässtyrelsen i Västra Götaland

Lundberg, S. & Petterson, U. (2000). Bottenfauna, I: Lundberg, S & Larje, R. (Ed.), *Handbok om strömmande vatten*. :Ä 25-41. SNF, Stockholm.

Naturvårdsverket, (2001). *Från surhål och mygghelvete till myllrande våtmarker*. Rapport 5146. naturvårdsverkets förlag

Thorsson, Lars m.fl. (1999). *Elfiskeundersökningar i Västra Götaland 1999*, Länsstyrelsen

Wiederholm, T (2000). Naturvürdsverket, *Sjöar och vattendrag, bestämmningsgrunder för miljökvalitét*. Rapport 4913. naturvårdsverkets förlag

Artbestämmningslitteratur

Edington, J.M. & Hildrew, A.G. (1981). *Caseless caddis larvae of the Brittish Isles*. Freshwater biological association.

Engblom, E., Lindell, P-E. & Nilsson, A.N. (1990). *Sveriges bäckbackar (Coleoptera Elmididae) – artbestämmning, utbredning, habitatval och värde som miljöindikatorer*. Ent. Tidsskrift 111:105-121

Hynes, H.B.N (1984). *Adults and nymphs of brittish stoneflies* (plecoptera). Freshwater biological association

Mandal-Barth, G. (2000). *Vad jag finner I sjö och å*. Bokförlaget Prisma. Stockholm

Nilsson, A. (1997). *Aquatic insects of north Europe* (a taxonomic handbook) volume 1. Apollobooks. Stenstrup

Nilsson, A. (1997). *Aquatic insects of north Europe* (a taxonomic handbook) volume 2. Apollobooks. Stenstrup

Svensson, B. (1986). *Sveriges dagsländor*. Ent. Tidskrift. Umeå

Wallace, L.D., Wallace, B., Philipson, G.N (1990). A key to the case-bearing caddis larvae of Brittain and Ireland. Freshwater biological association.

Internet:
www.sr.se

Bilaga 1.

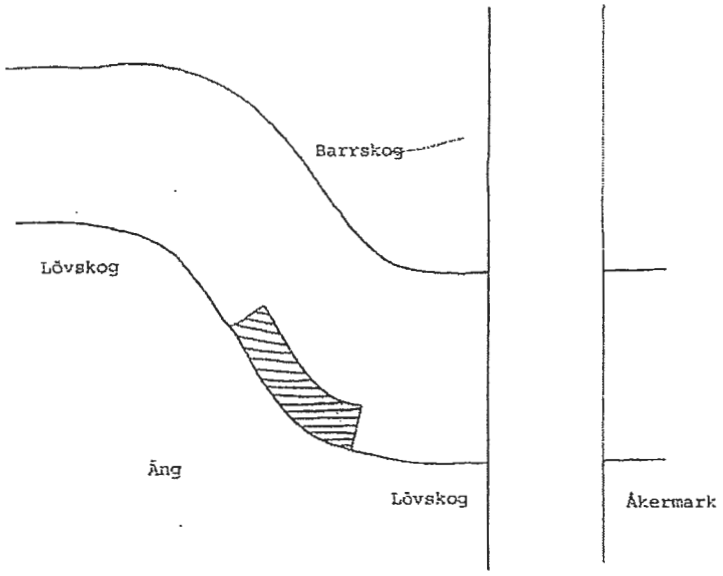
Tabell 1 . Bottenfauna fångster med Shannon index

grupp	taxa	sträcka 12 antal individer	Shannon	sträcka 6 antal individer	Shannon	sträcka 16 antal individer	Shannon
Bivalvia	Pissidium amnicum					1	-0,03687732
Bivalvia	Sphaerium corneum	6	-0,04951661	1	-0,01096659	25	-0,36644772
Chironomidae	Chironomus sp.	98	-0,35484581	18	-0,11344039	29	-0,39536826
Chironomidae	Tanypodinae	13	-0,09061795	6	-0,0484508	9	-0,1953919
Coleoptera	Agabus	1	-0,01122399	64	-0,27233153		
Coleoptera	Elmidae sp.					1	-0,03687732
Coleoptera	Elmis aena			9	-0,06678731		
Coleoptera	Gyrinidae			2	-0,01969604		
Coleoptera	Hydrochidae			1	-0,01096659		
Coleoptera	Limnius volckmari			5	-0,04184677		
Coleoptera	Oulimnius troglodytes			2	-0,01969604		
Crustacea	Asellus aquaticus	67	-0,28484876	538	-0,44091246	49	-0,49062112
Crustacea	Gammarus pulex	51	-0,23990202	16	-0,10387707		
Diptera	Anopheles	1	-0,01122399				
Diptera	Anopheles maculipennis	1	-0,01122399				
Diptera	Dicranota bimaculata	1	-0,01122399				
Diptera	Psectrocladius sp.	5	-0,04277554				
Diptera	Ptychoptera paludosa			2	-0,01969604		
Diptera	Simulius sp.			58	-0,25601421		
Diptera	Tabanidae	4	-0,03570056				
Diptera	Tabanus sp.	3	-0,02820658				
Diptera	Tipula sp.					1	-0,03687732
Diptera	Tipulidae	5	-0,04277554				
Ephemeroptera	Baetis	5	-0,04277554	26	-0,1484295		
Ephemeroptera	Caenidae sp.			2	-0,01969604	3	-0,08788129
Ephemeroptera	Caenis lactea					3	-0,08788129
Ephemeroptera	Caenis robusta					7	-0,16411497
Ephemeroptera	Ephemera danica	455	-0,4890721	24	-0,14011191	1	-0,03687732
Ephemeroptera	Ephemera vulgata					3	-0,08788129
Ephemeroptera	Leptocerus sp.					2	-0,06418525
Ephemeroptera	Siphlonurus sp.					4	-0,10923175
Ephemeroptera	Heptagenia sulphurea					1	-0,03687732
Ephemeroptera	Leptophlebia marginata	2	-0,02014913				
Gastropoda	Ancylus fluviatilis			1	-0,01096659	1	-0,03687732
Gastropoda	Lymnaea peregra					2	-0,06418525
Gastropoda	Physa fontinalis			9	-0,06678731		
Hirudinea	Glossiphonia complanata					7	-0,16411497
Hirudinea	Haemopis sanguisuga					1	-0,03687732
Hirudinea	Helobdella stagnalis					3	-0,08788129
Hirudinea	Herpobdella octoculata			11	-0,07806677	8	-0,180186
Nematoda	Nematodae sp.					1	-0,03687732
Neuroptera	Sialis lutaria			5	-0,04184677	16	-0,28381697
Odonata	Calopteryx virgo					1	-0,03687732
Oligochaeta	obestämd	24	-0,14289404	35	-0,18301978	9	-0,1953919

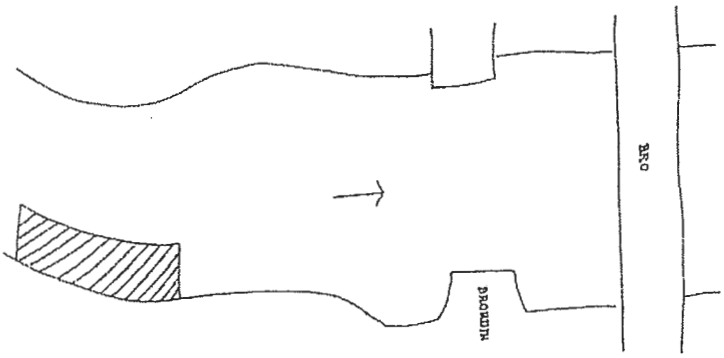
Petromyzontidae	Lampetra planeri	8	-0,06220572				
Plecoptera	Capnia	1	-0,01122399				
Plecoptera	Capniidae	1	-0,01122399				
Plecoptera	Chloroperla sp.			2	-0,01969604	2	-0,06418525
Plecoptera	Diplectrona felix			1	-0,01096659		
Plecoptera	Doroperla sp.						
Plecoptera	Leuctra moselyi	1	-0,01122399				
Plecoptera	Leuctra nigra	2	-0,02014913				
Plecoptera	Nemoura			3	-0,0275811		
Plecoptera	Nemoura cinerea	4	-0,03570056				
Plecoptera	Nemoura sp.						
Plecoptera	Nemurella avicularis			1	-0,01096659		
Plecoptera	Nemurella cambrica	1	-0,01122399	2	-0,01969604		
Plecoptera	Perlodes sp.					1	-0,03687732
Plecoptera	Protonemura montana			6	-0,0484508		
Plecoptera	Taeniopteryx nebulosa	1	-0,01122399				
Trichoptera	Limnophilus anabolia					2	-0,06418525
Trichoptera	Beraedae	1	-0,01122399				
Trichoptera	Brachycentridae					2	-0,06418525
Trichoptera	Lepidostomatidae			25	-0,14430299	1	-0,03687732
Trichoptera	Leptoceridae			1	-0,01096659		
Trichoptera	Limnephilidae	94	-0,34685814	2	-0,01969604		
Trichoptera	Limnophilus extricatus	1	-0,01122399	1	-0,01096659	4	-0,10923175
Trichoptera	Limnophilus flavicornis/rhombicus	8	-0,06220572	3	-0,0275811		
Trichoptera	stenofylax sp			2	-0,01969604		
Trichoptera	Limnophilus vittatus	3	-0,02820658	9	-0,06678731	2	-0,06418525
Trichoptera	Molanna angustata			1	-0,01096659	1	-0,03687732
Trichoptera	Neureclipsis bimaculata	1	-0,01122399				
Trichoptera	Polycentropoidae					6	-0,14705445
Trichoptera	Psychomyiidae	1	-0,01122399				
		870	-2,56531789	894	-2,56192692	209	-3,98013626

Bilaga 2

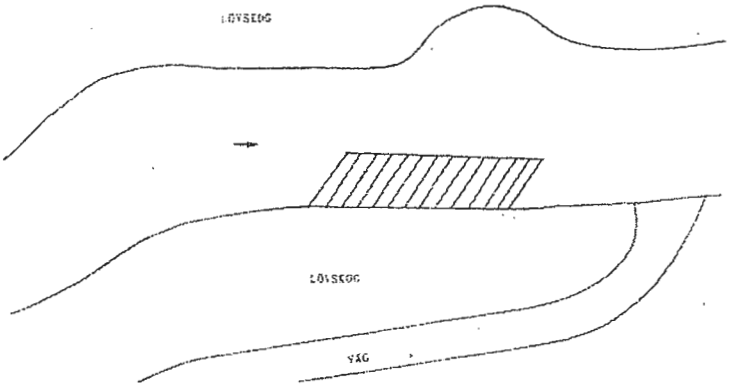
Törud nr 12



Tångelanda nr 6



Sommarhult nr 16



III

Inventering av Glacialmarina relikter i Östersjön Ht- 2005

Handledare: Ragnar Lagergren

Karin Ström
Teresia Holmberg
Anna Nordberg
Jonas Wikund
Ingrid Thomasson

Sammanfattning:

Projektet Våtmark och skyddszoner startades 1998 i Gullmarsfjordens avrinningsområde då övergödningen blivit ett stort problem i området. I avrinningsområdet ligger Östersjön som är en djup spricksjö. Under istiden, då landnivån var lägre, var Östersjön en del av ett marint system. Idag kan här hittas relikter från denna period, arter som har blivit tvungna att anpassa sig till sötvatten. Dessa är värdefulla att bevara för den biologiska mångfalden, och är dessutom goda indikatorarter. Vi har utfört inventering av de två reliktarterna *Mysis relicta*, en pungräka, och *Limnocalanus macrurus*, en hoppkräfta, och jämfört dessa med tidigare års inventeringar i Östersjön.

Vår undersökning visar att inidvidtätheten av dessa arter ökat sedan projektets början. *M. relictas* förekomst har ökat i högre grad än *L. macrurus*. Man kunde tydligt se att *M. relictas* förekomst ökar med djupet. Något sådant samband fanns inte att se hos *L. macrurus*. Detta kan bero på att *M. relicta* prederar på hoppkräftor och att *L. macrurus* därför undviker dessa djup, eller att predationen i dessa områden kraftigt har sänkt dess förekomst där.

Innehållsförteckning:

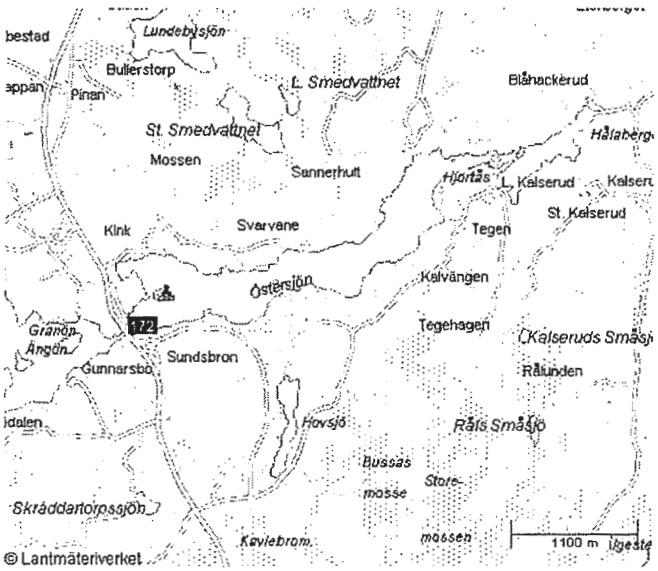
1. Inledning

1.1 Syfte

Syftet med denna rapport är att inventera populationerna av ishavsrelikterna *Limnocalanus macrurus* och *Mysis relicta* i Östersjön, Dalsland. Östersjön ligger belägen i Gullmarns avrinningsområde. Som reliktarter har de ett högt bevarandevärde och är dessutom goda indikatorer på både icke försurade och icke eutrofierade sjöar eftersom de är känsliga för pH-sänkningar och syrefria förhållanden. Det är därför viktigt att bevaka arterna så att stabila populationer upprätthålls, inte minst därför att Gullmarn som Sveriges enda tröskelfjord är mycket utsatt för övergödning och tar emot en stor del av alla näringsämnen från avrinningsområdet där Östersjön är inkluderad. Göteborgs universitet har i utbildningssyfte sedan 1998 utfört olika typer av provtagningar i avrinningsområdet. Syftet med inventeringen är därför även att jämföra resultatet med de tidigare inventeringarna i sjön för att följa upp förändringar och förhoppningsvis märka förbättringar sedan projektet "Våtmarker och skyddszoner" fick sin början 1998. För att provtagningarna av *L. macrurus* ska vara gjorda under likvärdiga förhållanden har vi valt att endast jämföra Ht-98 och Ht-04, de enda tidigare höstinventeringarna. I jämförelsen hos *M. relicta* var vi tvungna att använda ett värde från Vt-98 eftersom mätningarna på hösten hade genomförts på ett icke jämförbart sätt.

1.2 Bakgrund

Östersjön ingår i Örekilsälvens vattensystem som utgör 90 % av Gullmarns avrinningsområde. Marken består av lätteroderade, sluttande jordar med majoriteten brukad åkermark, vilket leder till att näringsämnen lätt urlakas och transporteras vidare via vattensystemet och ut i fjorden. På grund av Gullmarns speciella topografi med en djuphåla (125 m), en grund tröskel (40 m) och två olika språngskikt blir vattenutbytet sämre än i ett vanligt estuarium. Vid dåliga förhållanden kan detta leda till syrebrist i bottnarna. Näringstillförseln från åkrarna förvärrar situationen genom ökad syreförbrukning. I och med den speciella topografin i fjorden lever där arter som vi annars bara hittar långt ute i havet och denna unika flora och fauna gör Gullmarn till en viktig fjord att värna om och bevara.

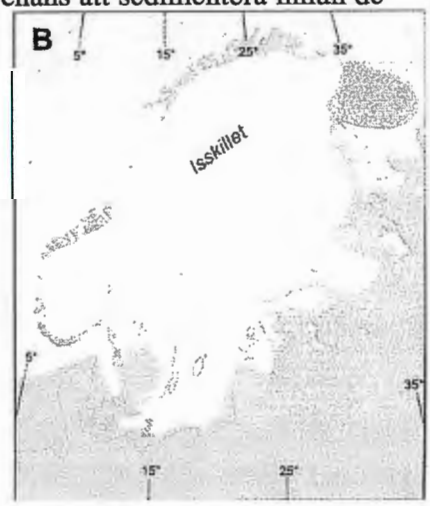


Östersjön är en spricksjö med medeldjup 9,43 m och maxdjup 29 m (under normalvattenstånd). Den har en yta på 159 ha med ett avrinningsområde på 2700 ha. Avrinningen är 0,4 m^3/s och sjön har en omsättningstid på

14,3 månader (Hamrin et. al 1998). Området kring sjön består mestadels av barr- och blandskog med ett litet inslag av åkermark (lantmäteriet 2005). Sjön belastas även med humusrikt vatten från mossar i avrinningsområdet (Hamrin et al 1998). Nedströms förbinds Östersjön med Ellenösjön genom ett 50 m brett sund. Ellenösjön är en grund och mycket eutrof sjö (huvudsakligen p.g.a. det näringsrika tillflödet från Valboån) som under sommaren fungerar som vattenmagasin. Det innebär att vattenståndet ökar betydande och vatten flödar in i Östersjön. Under västliga vindar förs ytterligare stora mängder vatten in i Östersjön från Ellenösjön och tvärtom vid ostliga vindar (ca 121 243 m^3 vid en vindhastighet av 20 m/s). Dessa två faktorer gör att Östersjön påverkas av Ellenösjöns vattenkvalitet. Eftersom avrinningsområdet till Östersjön är så litet med mycket skogsmark och ett litet tillflöde jämfört med Ellenösjön så bör inflödet av Ellenösjöns eutrofa vatten vara den huvudsakliga tillförseln av näringsämnen till sjön (Hamrin et. al 1998).

Östersjön har, liksom de flesta sjöar i Gullmarns avrinningsområde, problem med ökad eutrofiering. Dokumenterade inventeringar i Ellenösjön i början och mitten av 1900-talet visar på en grumlig sjö med oligotrofgynnade vattenväxter, en pelagiallevande fiskfauna och frånvaro av algblomningar (Hamrin et. al 1998). Detta kan jämföras med dagsläget då de oligotrofgynnade växterna är försvunna, algblomningar (av huvudsakligen blågröna bakterier) är frekventa och fiskfaunan är ersatt av bottenbökande mörtfiskar. Detta tyder på ökad eutrofiering under 1900-talet och det har även påverkat Östersjön genom vattenutbytet. P.g.a att Östersjön är djup med ett tydligt språngskikt får den lättare problem med syrefria bottnar än den grunda Ellenösjön, trots att Ellenösjön är mycket mer eutrof.

Miljöproblemen i Gullmarns avrinningsområde fick extra uppmärksamhet 97/98 då läget var sämre än någonsin. Därför startades 1997 projektet "Våtmarker och skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde" vars huvudsyfte är att minska tillförsel av näringsämnen till Gullmarn genom anläggande av våtmarker och skyddszoner. Våtmarker stoppar upp flöden vilket ger näringsämnen en chans att sedimentera innan de når fjorden. Skyddszoner är remsor kring åkern som alltid måste vara bevuxna för att ta upp näringsämnen och hindra dem från att läcka ut från åkern.



Skandinavien 9000 år sedan (www.malvik.kommune.no)

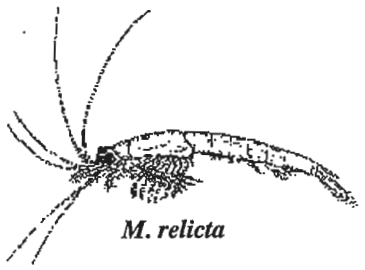
Glacialmarina relikter är arter som isolerats på grund av inlandsisens tillbakadragande och ordet relikt betyder just kvarlämning. Arterna har fått anpassa sig till nya förhållanden såsom omställning från salt till sötvatten (Kinsten 2003). För ca 70000 år sedan började inlandsisen breda ut sig över norra Europa och nådde sin maximala utbredning för ca 22000 år sedan. Isen sträckte sig då ner över delar av Danmark, norra Tyskland, norra Polen och in över Ryssland.

Istäcket var på sina håll flera kilometer tjockt och tryckte därför ner landmassorna med flera hundra meter, i Sverige beräknat till 800 m

(www5.e.lst.se/istid/geologi_sv.html). Klimatförändringar med varierande kalla och varma perioder var typiskt för tiden som följde och isen ömsom retirerade och växte. För 9000 år sedan hade isen smält bort upp till nuvarande Falebygden.

Allt eftersom isen drog bort höjde landet sig. Än idag höjer landet sig i större delen av Sverige (www.sgu.se). Vid landshöjningen snördes mindre sjöar av från den stora Baltiska issjön som bildats för ca 13000 år sedan (www5.e.lst.se). Arter som *Mysis relicta* och *Limnocalanus macrurus* isolerades och anpassade sig allt eftersom det salta vattnet byttes ut mot sött. De förekommer endast i vissa sjöar och vattendrag nedanför högsta kustlinjen (HK), men enstaka populationer ovan HK har numera påträffats (Kinsten 2003).

1.3 *Mysis relicta*


M. relicta

M. relicta är en pungräka som förekommer i Östersjön samt olika insjöar i Sverige. Som fullvuxen blir arten ca 2,5 cm och har en livslängd på 1-2 år beroende på hur tätt beståndet är (Kirsten 1998). I glesa bestånd växer de snabbt och blir könsmogna efter 1 år medan det i täta bestånd dröjer två år. Hanen dör direkt efter befruktningen medan honan bär embryona i pungen fram till april-juni. Antalet ungar varierar mellan ca 15-30 i en kull (Fürst 1984).

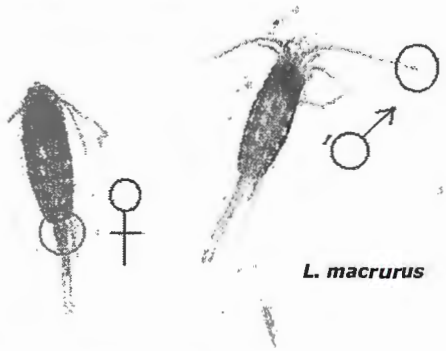
M. relicta är allätare. Dess dygnscykel innefattar en bottenlevande fas under dagen där de mest lever av detritus och bottenlevande kräftdjur, samt en pelagial fas under natten där de mest prederar på zooplankton men även fytoplankton. Den är näringsrik som fiskföda och har använts vid restaureringar av näringsskadade fiskpopulationer (Kirsten 1998). Många försök har dock visat att *M. relicta* gynnar de bentiska fiskarna som prederar på den medan den missgynnar de pelagiska zooplankton-ätarna eftersom den prederar på zooplankton och inte själv visar sig vara ett näringsalternativ för fiskarna. Eftersom det ofta är de pelagiska fiskarna man vill gynna har många försök setts som ett misslyckande (Fürst 1984).

Arten är ganska känslig för den omgivande miljön. Försök i Kanada har visat att *M. relicta* inte klarar av lägre pH än 5,6-5,9 och den är därför en bra indikator på icke försurade sjöar. Den har även reagerat positivt på kalkning (Kirsten 1998). *M. relicta* är också en djuplevande art som inte tål för höga temperaturer och förekommer därför inte i sjöar utan språngskikt som vanligtvis är grundare än 10 m. Dock är den känslig för låga syrehalter och kan därför vandra upp i pelagialen under dåliga förhållanden (tills den blir temperaturbegränsad), där den även blir mer utsatt för predation av bl.a. nors. Detta och det minskade habitatet gör att eutrofa sjöar, p.g.a. låga syrehalter har lägre täthet av *M. relicta* (Horppila 2003).

1.4 *Limnocalanus macrurus*

L. macrurus är en hoppkräfta (copepod) som blir knappt 3 mm lång i vuxenstadiet. Hanarna är något mindre än honorna (Caswell 2004). *L. grimaldi* anses vara en underart och att de skiljer sig åt morfologiskt beror på att de har levt olika lång tid i sötvatten (Caswell 2004).

L. macrurus trivs bäst under temperatur-språngskiktet i stora kalla sjöar med en någorlunda konstant temperatur och god syresättning. Detta gör arten till en känslig indikator på frånvaro av övergödning och gifter (Caswell 2004). Däremot har de en bred tolerans för olika salthalter, men där den finns i havet är det nära sötvattensutlopp (Hirche 2003).



Under sommaren, särskilt innan språngskiktet bildats, migrerar *L. macrurus* uppåt i vattenpelaren under natten. De yngre livsstadierna är överrepresenterade i detta beteende.

De är allätare och filtrerar vatten för att få i sig föda. Den består främst av kiselalger, chrysofyter och nanoplankton. De är även kannibaler på naupliuslarver.

L. macrurus är en näringsrik fiskföda med hög proteinhalt samtidigt som den innehåller endast en begränsad mängd svårnedbrytbara fibrer och chitin (Caswell 2004).

L. macrurus förökar sig sexuellt. Honorna lägger äggen direkt efter parningen på hösten (Kane 2004) och de klibbar sig fast på botten. Utvecklingen är temperaturberoende och det kan ta mellan 17 och 38 dagar innan de kläcks. Under vintern lever naupliuslarverna på botten och utvecklingen går långsamt. Efter 6-8 månader når de vuxenstadiet och lever då i ytterligare cirka 6 månader (Caswell 2004). I havet är livscykeln inte studerad lika ingående (Hirche 2003).

2. Metod

2.1 Provtagning:

Proverna togs den 15 november 2005 under dagtid. Det var vindstilla och klart. Lufttemperaturen var ca + 5°C och ingen is låg över sjön.

Provtagningen planerades genom att slumpmässigt välja ut 18 stycken (A till R) provtagningspunkter på en karta över Östersjön. Djup på under 5 meter exkluderades. Prover på *Limnocalanus macrurus* togs på alla de utvalda punkterna, och fångst av *Mysis relicta* skedde på 3 av dessa punkter, på 10, 20 respektive 30 meters djup.

Provtagning av *L. macrurus* gjordes med en 100 µm planktonhåv som nedsänktes till provpunkternas botten och därefter drogs upp genom vattenpelaren. Proverna överfördes till burkar och lugols lösning tillsattes för att fixera dem.

Fångst av *Mysis relicta* genomfördes genom att s.k. reliktfällor, en slags håv, sänktes ned till botten, 3 stycken vid varje provpunkt och fick ligga där i 15- 20 minuter innan de drogs upp till båten. Fångsten av *M. relicta* räknades och noterades på plats. Vid varje provpunkt räknades ett medelvärde ut mellan de tre fällorna.

Från ytvattnet togs vid 2 punkter prover för pH mätning. Mätningen skedde påföljande dag och genomfördes med hjälp av en pH mätare.

2.2 Beräkningar

Innan räkningen av *L. macrurus* skedde genomfördes morfologistudier av arten med hjälp av referensexemplar samt bestämningslitteratur. Därefter räknades antalet *L. macrurus* från varje prov med hjälp av lupp. Individtätheten för *L. macrurus* beräknades utifrån håvdiameter, provtagningsdjup och antal individer per prov. Hela vattenpelaren räknades här med eftersom de är pelagiska. För *M. relicta* bestämdes individtätheten utifrån fällans diameter och antal individer per prov. Vattenpelaren räknades inte med här eftersom de under dagen lever på botten.

Fångstarea: $\pi * r^2$
Fångstvolym $(\pi * r^2) * d$

r = radien, d = djupet

Radie för reliktfälla: 0,5 meter
Radie för planktonhåv: 0,1 meter

Individantal / m^2 = (individantal/ prov) / fångstarea
Individantal / m^3 = (individantal/ prov) / fångstvolym

3. Resultat

Alla provtagningspunkter finns redovisade på en karta över Östersjön. (bilaga 1.)

3.1 *M. relicta*

Vi fann *M. relicta* vid alla tre provtagningspunkter på 11, 23 och 29 meters djup. Vid punkt H fann vi vid de tre dragen 163, 150 och respektive 93 *M. relicta.* Detta ger en individtäthet på 211 individer per m^2. Vid punkt J hittades 213, 168 och 169 individer vilket ger 286 ind./ m^2. Slutligen, punkt N hade en fångst på 11, 38 och 125st vilket ger en individtäthet på 91st /m^2.

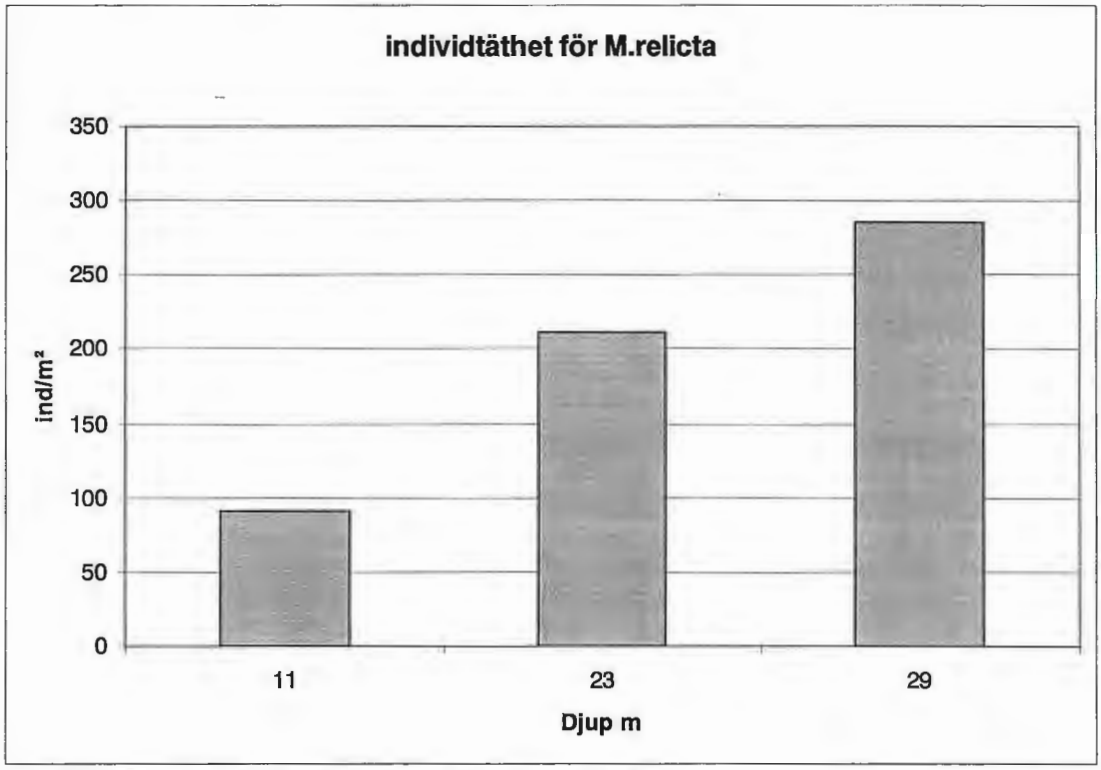


Diagram 1.Individtätheten i förhållande till djupet i meter.

Tabell 1. individtäthet vid provpunkterna för *M .relicta*.

Provpunkt	Individtäthet/m²
H	211
J	286
N	91

3.2 *L. macrurus*

Vi fann *L. macrurus* på alla provpunkter som analyserades, dock kasserades fyra prover på grund av för stora mängder bottenslam. Högsta värdet uppmättes vid 15,5 meters djup samt lägsta vid 30 meters djup.

Tabell 2. Djup, antal och individtäthet vid provpunkterna.

Provpunkt	Djup	Antal *L .macrurus*	Ind./m³
A	10	40	127
B	11	23	107
C	15	37	79
D	12	62	164
E	9,5	68	227
F	15,5	240	493
G	19	156	261
H	23	170	235
I	28	117	133
J	29	84	92
K	30	8	9
L	20	40	64
M	14	47	107
N	11	12	37

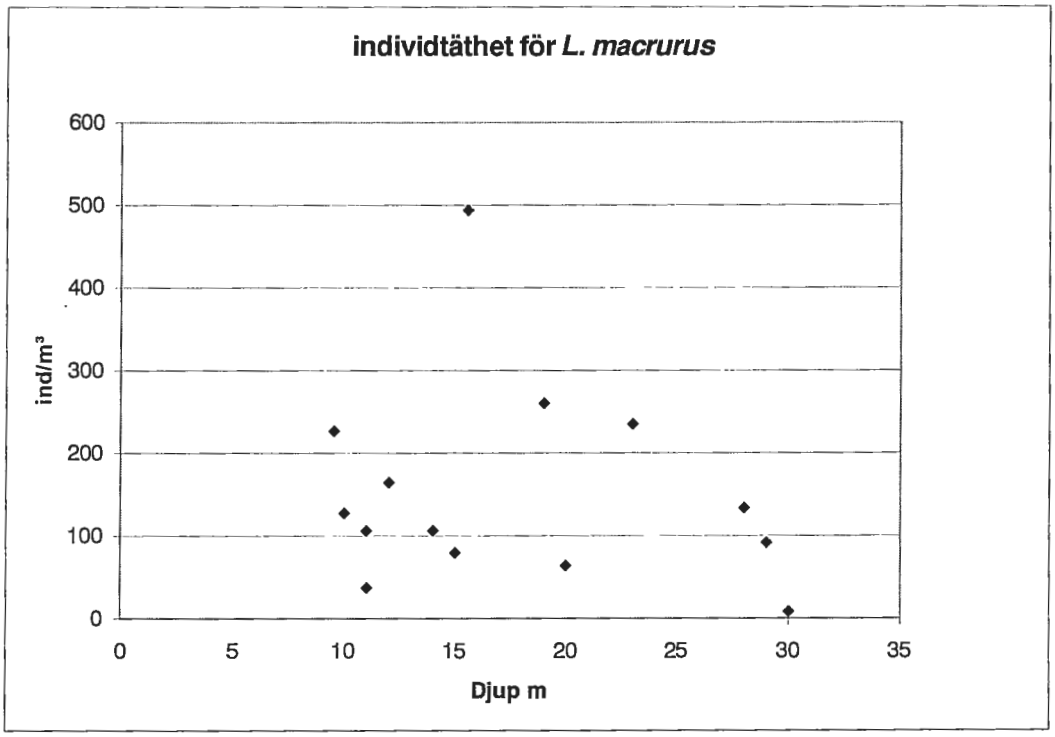


Diagram 2. *L. macrurus* individtäthet per m³ vid de olika provpunkterna relaterat till djup.

3.3 pH

Vid två punkter, I och O, togs pH-prover. Punkt O är den 15:e provplatsen, där provet av *L. macrurus* kasserades, men vi tar med pH-värdet trots allt.

Punkt	pH
I	7,2
O	7,1

4. Diskussion

4.1 Inledande diskussion

Våra resultat visar att både *Mysis relicta* och *Limnocalanus macrurus* existerar i Östersjön.

Mysis relicta visar tydliga preferenser för djupare bottnar där den högsta individtätheten noterades. Den lägsta individtätheten noterades på den grundaste provpunkten. Detta stämmer väl överens med deras levnadskrav på låg temperatur. Vid jämförelse med tidigare år kan vi se en tydligt ökande trend, särskilt det senaste året. Anledningar till detta kan vara att "Våtmarker och skyddszoner" har bidragit till minskade övergödningseffekter vilket kan ha förbättrat syreförhållanden på bottnarna. En osäkerhet här är bristande kunskaper om näringsväven i sjön där konkurrens och predation påverkar populationsstorlekarna. En annan osäkerhet är resultaten från Vt-98 då de är tagna under en annan period av året och därför inte direkt jämförbara. Denna inventering bör därför kompletteras med plankton- och fiskinventeringar i samma sjö för en bättre förståelse. pH:t i vattnet visar inte på någon försurning (7,1 respektive 7,2) och värdena ligger med god marginal inom *M. relictas* toleransnivå. En felkälla här kan vara att pH-värdet mättes i ytvattnet och *M. relicta* lever dagtid på botten. Vi tror dock inte att pH-värdet på botten kan skilja sig så markant från ytvärdet att det når utanför toleransnivån.

L. macrurus visar en mindre tydlig trend av förekomster på olika djup men verkar föredra djup kring 15 m. Jämfört med Ht-2004 så har de ökat på alla djup. Detta kan bero på minskade övergödningseffekter (syrefria bottnar) vilket borde påverka *L. macrurus* reproduktionsframgångar positivt eftersom äggen utvecklas på botten och är känsliga för syrebrist. De höga individtätheterna av *M. relicta* på de stora djupen kan vara en bidragande orsak till *L. macrurus* låga förekomst på samma djup p.g.a. predation. En noggrann undersökning av *M. relictas* predation på *L. macrurus* bör dock göras eftersom *M. relictas* födoval varierar mycket. De låga tätheterna av *L. macrurus* på grundare djup tros bero på artens krav på låg och konstant temperatur.
En felkälla av resultaten kan vara likheten mellan olika copepodarter och *L. macrurus* copepoditstadier som skiljer sig från vuxenstadiet. Resultatet kan också påverkas av att fyra av proverna var tvungna att kasseras p.g.a. sediment i planktonhåven.

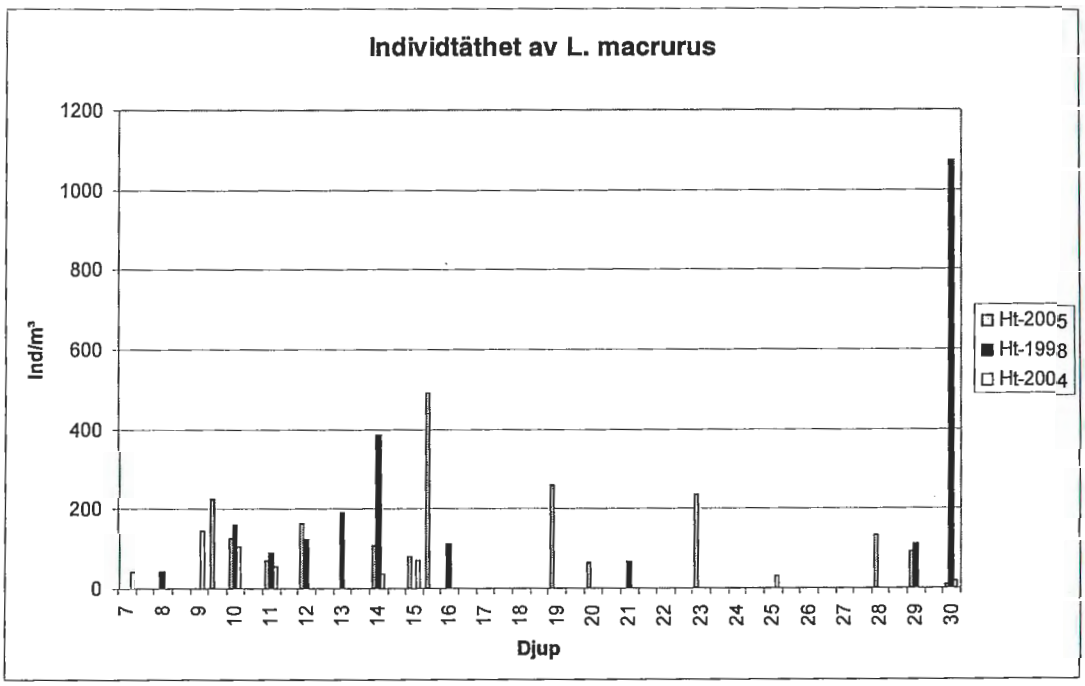


Diagram 3. Jämförande data från aktuell inventering med tidigare års inventeringar av *L. macrurus*.

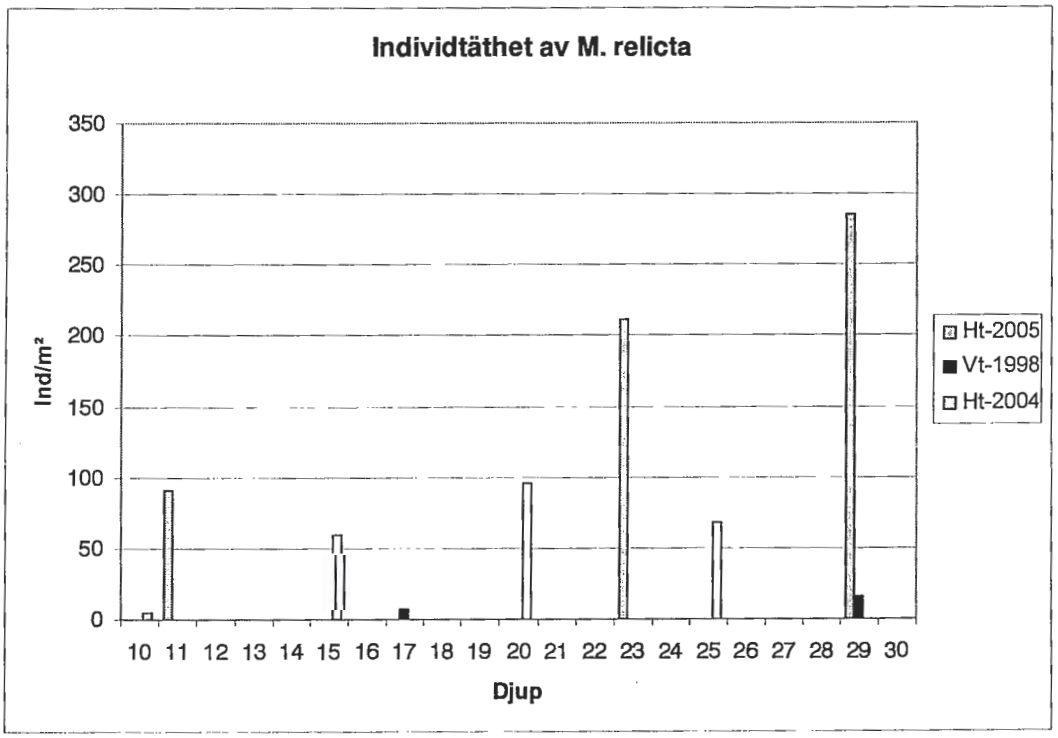


Diagram 4. Jämförande data från aktuell inventering med tidigare års inventering av *M. relicta*

4.2 Åtgärder

Åtgärder för att främja de två reliktarterna måste innebära att skapa en livsmiljö i Östersjön som ligger inom deras toleransnivå. Eftersom de är både pH-känsliga och syrekänsliga så betyder detta en icke försurad sjö med syrerika bottnar.

pH:t i Östersjön har på länge inte visat sig vara ett problem och vi ser idag att värdena ligger inom deras toleransnivå med god marginal. Skulle det bli ett problem i framtiden har *M. relicta* reagerat positivt på kalkning så detta kan undersökas som en eventuell åtgärd om problemet skulle uppstå.

Eutrofieringen och de påföljande syrefria bottnarna presenterar då ett större problem med inflödet av näringsrikt vatten från Ellenösjön. En åtgärd som allmänt föreslagits (bl.a. av Hamrin et al. 1998) men ännu ej genomförts är en barriär över sundet så att allt vattenutbyte mellan de två sjöarna avstängs. Detta skulle utan tvekan leda till en stor minskning av näringstillförseln till Östersjön som skulle kunna återgå till ett mer oligotroft varande. Det som skulle kunna bli problem är den otillräckliga kunskapen om faunans beroende av båda sjöarna, eftersom de är så olika. En barriär skulle då kunna påverka de olika arternas livscykler. Ett annat problem med en barriär är att de två reliktarterna är pH-känsliga. Östersjön omges av klippor med barrskog som avger sura ämnen och den får dessutom tillförsel av sura humusämnen från avrinningsområdet. Detta kan leda till ett minskat pH-värde i Östersjön om tillförseln av det alkalina (om än eutrofa) vattnet från Ellenösjön stängs av. Dessa två osäkerheter borde undersökas närmare innan en barriär byggs, inkluderat beräkningar på ändrade flöden.

Det som också måste övervägas är de faunaförändringarna som troligtvis kommer att ske efter byggnaden av en barriär. Eftersom Östersjön genom historien alltid har fått in ganska näringsrikt vatten från Ellenösjön kan vi inte utesluta att en barriär skulle kunna skapa en mer oligotrof sjö än vad som funnits tidigare. Om fiskbeståndet övergår från bottenbökande fiskar till planktonätande fiskar kan detta genom predation påverka *L. macrurus* negativt. En minskning av bottenbökande fisk skulle kunna leda till en minskande predation på *M. relicta* vilket i sin tur skulle kunna påverka *L. macrurus* negativt genom ytterligare ökad predation. Eftersom *L. macrurus* fanns i ganska glesa bestånd bör detta undersökas.

En negativ effekt med barriären som kan förutses direkt är att Gullmarn kommer att få en ökad näringstillförsel eftersom näringsämnena i Ellenösjön, p.g.a. barriären, då förs direkt vidare i systemet. Eftersom det är omöjligt att välja att bevara Östersjöns reliktfauna över Gullmarns unika fauna, eller tvärtom, skulle ett alternativ i stället vara att tillförseln av näringsämnen till Ellenösjön minskas så att övergödningen i Östersjön minskar på ett naturligt sätt. För att uppnå detta måste arbetet med skyddszoner intensifieras och kanske t.o.m. lagstadgas för ett godtagbart resultat. Effekterna kommer dock att synas mycket långsamt så de kanske behöver kompletteras med en barriär under vissa delar av året om situationen för de två reliktarterna förvärras, vilket nu inte verkar vara fallet. Ett problem som i allmänhet försvårar en "naturlig" restaurering, dvs minskning av näringstillförsel, är den interna källan. Den kan förvärras om populationen

av *M. relicta* ökar eftersom pungräkan är byte för bottenbökande fiskar som frigör fosfor i vattenmassan medan den missgynnar pelagiala fiskar eftersom den är en predationskonkurrent. Om detta blir ett problem så kan ett riktat fiske på bottenbökande fisk vara på sin plats om förutsättningarna i övrigt är de rätta.

4.3 Slutsats

Både *L. macrurus* och *M. relicta* verkar ha ökat från tidigare år. Om de finns i sin "naturliga" populationsstorlek, det vill säga så många de var runt början på 1900-talet innan Östersjön blev ytterligare näringspåverkad, är svårt att säga eftersom inga inventeringsresultat går att finna från den perioden. Jämförelser med tidigare inventeringar tyder på att de inte befinner sig i en akut fas och har haft stabila populationer sedan 1998. Eftersom ishavsrelikterna är mycket pH-känsliga och pH-fluktuationer kan vara plötsliga behövs kontinuerliga uppföljningar. En utdöendeskuld verkar otrolig eftersom de har såpass snabb generationsväxling. En barriär mellan Ellenesjön och Östersjön tycks inte vara någon bra åtgärd, utan man bör istället satsa på ett fortsatt arbete för att minska näringstillförseln till sjöarna från det omkringliggande jordbrukslandskapet.

5. Referenser

Caswell N, 2004, *Zooplankton of the Great Lakes,* Central Michigan University, http://www.cst.cmich.edu/users/mcnau1as/zooplankton%20web/limnocalanus/limnocalanus.html

Fürst, Hammar, Itill, Boström, Kirsten, 1984, *Effekter av introduktion av **Mysis relicta** i reglerade sjöar i Sverige*, Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm

Hamrin S, Soler T, Bergström S, Svensson J-E, Wemmer R, Westberg E; 1998, *Åtgärdsprogram för restaurering av Ellenösjön/Östersjön*, Sötvattenslaboratoriet Drottningholm

Hirche H-J, Fetzer I, Graeve M, Kattne G, 2003, ***Limnocalanus macrurus** in the Kara Sea (Arctic Ocean): an opportunistic copepod as evident from distribution and lipid patterns,* Polar Biol 26: 720–726

Horppila, Liljendahl-Nurminen, Malinen, Salonen, Tuomaulla, Uusitalo och Vinni, 2003, ***Mysis relicta** in a eutrophic lake: Consequences of obligatory habitat shifts, Department of Limnology and Environmental Protection*, University of Helsinki, Finland

Kane D, Gannon J, och Culver D, 2004, *The Status of **Limnocalanus macrurus** (Copepoda: Calanoida: Centropagidae) in Lake Erie*, Journal of Great Lakes Research 30: 22-30

Kirsten K, 1998, *Glacialrelikta kräftdjur i Blekinge*, Miljöövervakningen, Länsstyrelsen i Blekinge län, ISBN 91-86810-65-0
Internet

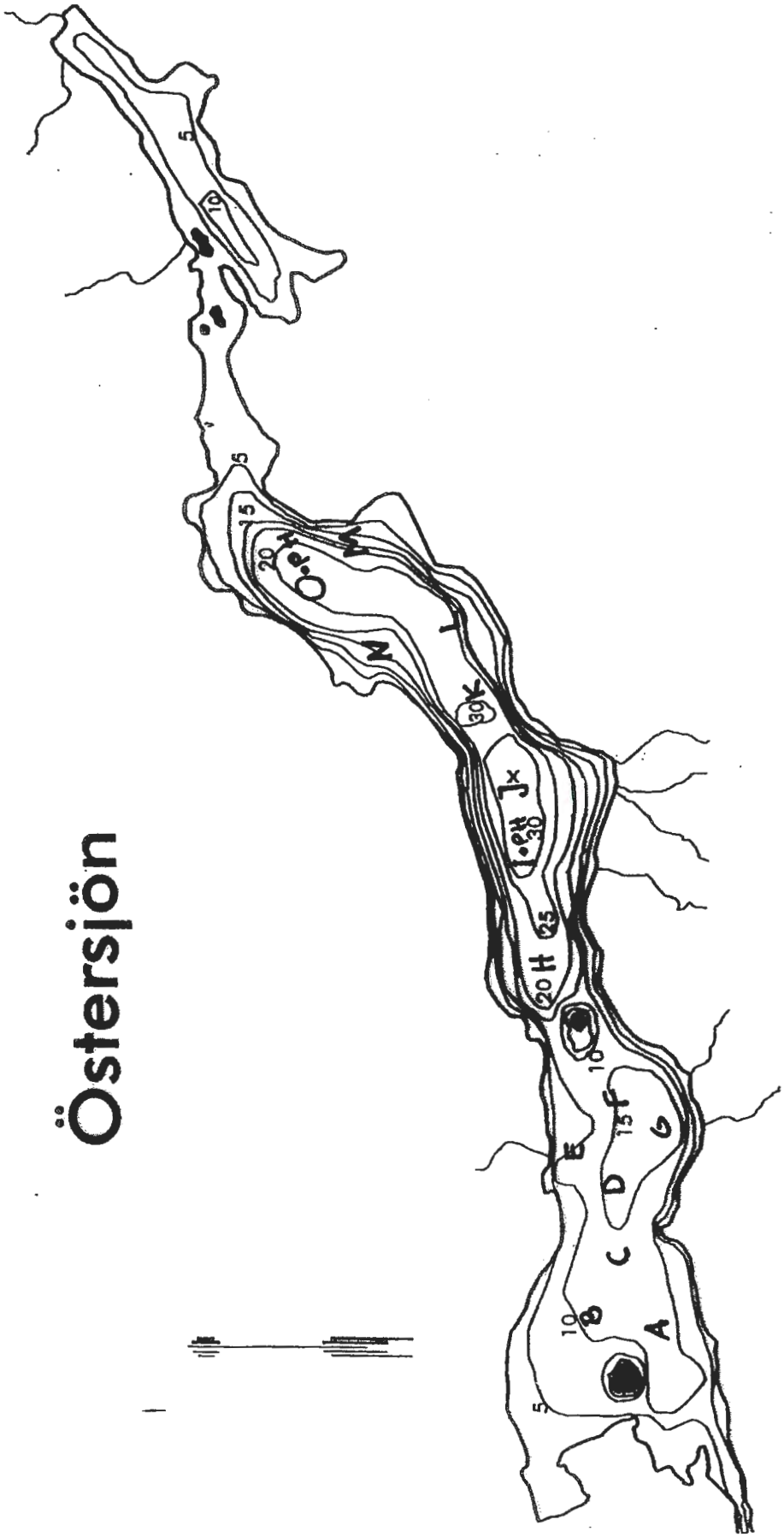
http://www.malvik.kommune.no/archive/Om%20Malvik/Homla Foldsj%F8vandringen/2;.geologi_og_istid.htm

www5.e.lst.se/istid/geologi_sv.html

www.sgu.se/geologi/jord/jordart/landhöjning_s.htm

www.malvik.kommune.no

Lantmäteriets hemsida: http://www2.lantmateriet.se/ksos/index.html

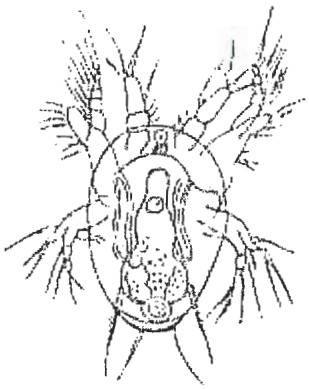


Ur Wemmer, 1997

IV

Göteborgs Universitet
Vattenvård 10 p
Ht-2005

Undersökning av zooplankton i Ellenösjön och Hillingsätserssjön



Consani Hedén, Angela
Dahlström, Lena
Engberg Hydén, Christofer
Gunnarsson, Emelie

1. Innehållsförteckning

2. Sammanfattning

Ellenösjön och Hillingsäterssjön är två sjöar som lider av eutrofiering. Uppgiften som tilldelades var att ta reda på hur sjöarna egentligen mår och ge förslag till åtgärder.

Tisdagen 2005-11-15 utfördes planktonprovtagningar på utslumpade platser i Hillingsäterssjön och Ellenösjön. 30st prover togs med en planktonhåv. Dessa analyserades sedan i ett inverterat mikroskop och artsammansättningen fastställdes. Resultaten som erhölls var att det överlag fanns fler små plankton än stora, vilket dels kan förklaras av högt predationstryck. Detta styrks även av den stora skillnaden i täthet av cladocerer vilka är mycket känsliga för predation. Dessutom var det en skillnad sjöarna emellan i att Hillingsäterssjön hade större andel små plankton än Ellenösjön.

Biomanipulering och sjöhöjning är två förslag till restaurering. För Hillingsäterssjön är båda alternativen lämpliga, men för Ellenösjön är biomanipulering det bästa alternativet.

3. Inledning

3.1 Bakgrund

Tröskelfjorden Gullmarn och dess tillrinningsområden har eutrofieringsproblem som algblomning och bottendöd. Det är främst jord- och skogsbruk som påverkar vattensystemet eftersom det är en liten befolkning i området och få industrier. Området har ett ovanligt högt kvävenedfall, ca 10kg/ha. Detta beror på den höga mängden nederbörd och närheten till stora utsläppskällor på kontinenten. Vattensystemet består av ett flertal sjöar och vattendrag som har sitt utflöde i Gullmarnsfjorden.

Ellenösjön, ca 277 ha, är starkt påverkad av närsalter från jordbruket som gränsar till sjön. Sjön är överbelastad och får regelbundet återkommande algblomningar. Fiskar som dominerar är bl.a. Mört, Braxen och Björkna (enl. Nors 1999). I Ellenösjön har ett försök med karpfiskreduktion gjorts, med mindre lyckat resultat. Vid utfiskningen användes en trål, men denna fastnade i stockar som låg på bottnen sedan sjön användes som flottningsled.

Hillingsäterssjön är mindre, ca 60 ha, och grundare än Ellenösjön. Sjön lider av kraftig igenväxning och övergödning. 1893 sänktes Hillingsäterssjön och det har diskuterats om en höjning av den igen.

Dagen innan provtagningarna var det storm, men det var vindstilla och solsken då provtagningarna gjordes.

3.1.1 Möjliga åtgärder för en förbättrad sjömiljö:

Karpfiskreduktion: En utfiskning av karpfiskar (mört, braxen, björkna m.fl.) i en sjö leder till minskat fosforläckage från sedimentet. Minskad mängd fosfor ger minskad mängd alger vilket i sin tur resulterar i ett förbättrat siktdjup. Detta gynnar undervattensväxtligheten vilka konkurrerar med algerna om näringen. Undervattensväxtligheten stabiliserar sedimentytan, de utgör skydd för zooplankton och bottenfauna och de gynnar gädda och abborre. Alla dessa faktorer kan bidra till minskad eutrofiering.

En nackdel är att det också leder till minskad konkurrens bland de fiskar som finns kvar och därför kommer en yngelexplosion ske några år efter fiskreduktionen. Yngelexplosionen gör att predationstrycket på zooplankton ökar och därmed kommer predationstrycket på alger att minska. För att motverka denna nackdel kan man direkt efter utfiskningen plantera in rovfiskyngel som prederar på karpfiskyngel.

Med trålning kan utfiskningen ske selektivt och rovfiskar lämnas kvar. För att få effekt av utfiskningen bör man ta bort ca 75% av karpfiskbeståndet.

Sjöhöjning: En höjning av en sjös vattenyta gör att vattnet kommer att få en längre uppehållstid och retentionen ökar. Vattenståndsvariationer kan också användas då mängden vass och andra övervattensväxter ska tas bort. Detta genom en sänkning av vattenytan på hösten och en höjning när isen lagt sig.

Projekt Våtmarker och skyddszoner har haft som delmål att minska eutrofieringen i Hillingsäterssjön genom att utföra en höjning med ungefär 0.5 m. En diskussion har förts med markägare och Länsstyrelsen i Västra Götaland. Markägarna kring sjön har ställt sig positiva till en höjning, och varit nöjda med den ersättning som skulle ges för skador på den egna marken. Enligt Länsstyrelsen så innefattas en återdämning under vattenlagen, men om det är uppenbart att ej allmänna eller privata intressen skadas av förfarandet så är tillstånd ej nödvändigt. Länsstyrelsen hade vidare "i egenskap av

tillsynsmyndighet, inga invändningar mot återdämningen vad gäller allmänna intressen" (Länsstyrelsen Västra Götaland, 1998).

En markägare längre ner i vattensystemet ställde sig emot förslaget då han ansåg att företaget kommer påverka hans mark negativt. Ingen lösning på detta har åstadkommits och en förbigång av vattenlagen kunde därför inte utföras och hela projektet lades ned (Pers. medd. Högberg, 2005).

I stället för en höjning har ett projekt startats med att röja upp kring sjön och en blå bård har uppförts kring sjön med bete av kor (ekologisk nötköttsproduktion) ända ut till sjön (Pers. medd. Högberg, 2005). Detta för att gynna naturvärden kring sjön, vilket bland annat innefattar ett rikt fågelliv.

3.1.2 Olika zooplanktongrupper:

Rotiferer:

De är generellt små i storleken men kan variera från 50 µm-1000 µm. De simmar omkring i den fria vattenmassan, vissa arter kan också krypa eller settla på växter. Rotifererna spelar en stor roll i näringskedjan då de förökar sig snabbt och därmed har högt födointag. De flesta arter är herbivorer, men några arter är carnivorer.

Cladocerer:

De varierar i storlek, från 0,5 mm-3,5 mm. De flesta lever som frisimmande, men även bentiska arter finns. De flesta är herbivorer, men en del är carnivorer. Cladocerer utsöndrar sina fekalier finfördelat vilket gör att näringen snabbt sprids i vattnet. Stora cladocerer är känsliga för predation.

Copepoder:

En artrik grupp, med arter som kan bli upp till 3 mm. Födan består av bakterier och encelliga organismer som diatomérer. De lever i fria vattenmassan och är en viktig föda för andra vattenlevande organismer. Copepoderna utsöndrar sina fekalier som små paket vilka snabbt sedimenteras och gör att näringsämnena försvinner ur vattnet.

3.2 Syfte

Syftet med undersökningarna är att ta reda på i vilket tillstånd sjöarna befinner sig i genom att studera mängden och artsammansättningen av zooplankton. En jämförelse sjöarna emellan ska även utföras. Genom att studera artsammansättningen av zooplankton kan slutsatser dras om fiskmängden. Detta, i sin tur, leder till att slutsatser om framtida åtgärder kan dras.

3.3 Frågeställning

- Vilken artsammansättning av zooplankton finns i Ellenösjön och Hillingsäterssjön?
- Vilket predationstryck finns med avseende på artsammansättningen av zooplankton?
- I vilket tillstånd befinner sig sjöarna?
- Hur påverkar ett högre vattenstånd pelagialens plankton och fisksamhälle?
- Är inplantering av gös eller gädda en bra åtgärd? Alternativt utfiskning av mörtfisk?
- Hur ställer sig markägarna till dessa åtgärder?

4. Metod

4.1Provtagningar

Prover togs i Ellenösjön och Hillingsäterssjön på slumpvis utvalda platser. Rutnät ritades på de båda kartorna med 9*18 rutor i Ellenösjön och 10*15 rutor i Hillingsäterssjön. 15 platser slumpades ut i varje sjö med hjälp av en slumpgenerator (se *Bilaga 1* och *2*). Fem reservrutor slumpades ut i varje sjö i fall att provtagningen visade sig vara omöjlig i några av rutorna. Orsaker till detta kunde vara att det var för grunt, mindre än 20 cm, eller annat hinder som t ex igenväxning. Proverna togs med planktonhåv med diametern 19 cm och masktätheten 100 µm. Planktonhåven sänktes till botten och drogs upp till ytan där innehållet hälldes i en burk som markerades med rutnummer, djup och vilken sjö provet togs från. Håven sköljdes en gång genom att sänkas ner en bit, men ej helt under ytan. Innehållet tömdes i samma burk som provet. Några droppar Lugol's lösning (5-10) tillsattes till provet för att konservera och infärga zooplanktonen. Proverna förvarades i kyl i ca en vecka fram till analysering.

4.2 Analysering

Fyra av planktonproverna analyserades med ett inverterat mikroskop. Planktonen räknades och artbestämdes i så stor utsträckning som möjligt. Vattenprovet hälldes i en "räknekammare" för att underlätta räkningen. Bestämningslitteratur användes vid artbestämmandet. På resterande tjugosex prover gjordes subsampling för att hinna inom tidsramen. Vid subsamplingen späddes provet med vatten till 500 ml av vilka 25 ml togs ut och analyserades som ovan. På grund av utspädningen multiplicerade vi resultatet av räkningen med 20 för att få ett korrekt resultat.

Resultaten från de olika proverna från samma sjö summerades för varje art, likaså summerades det totala djupet för provtagningarna. För att räkna ut arttätheten per liter dividerades antalet med den totala volymen ($r_{håv}^2\pi$ x totala djupet).

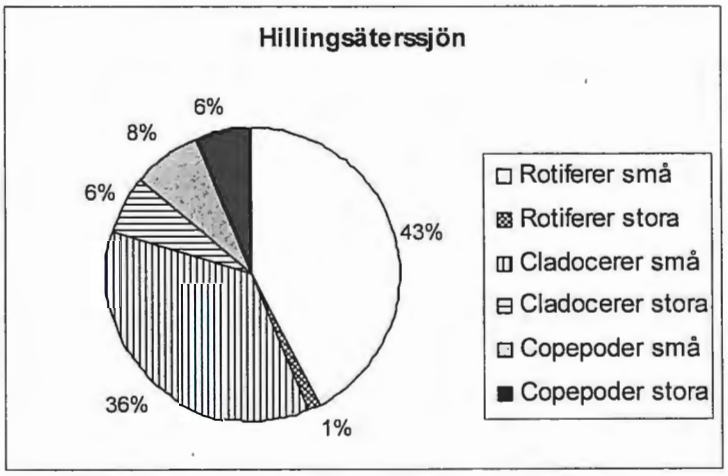
Resultaten för de olika sjöarna fördes in i tabeller, se *bilaga 3* och *4*.

5. Resultat

Se *bilaga 3* och *4* för detaljerade resultat.

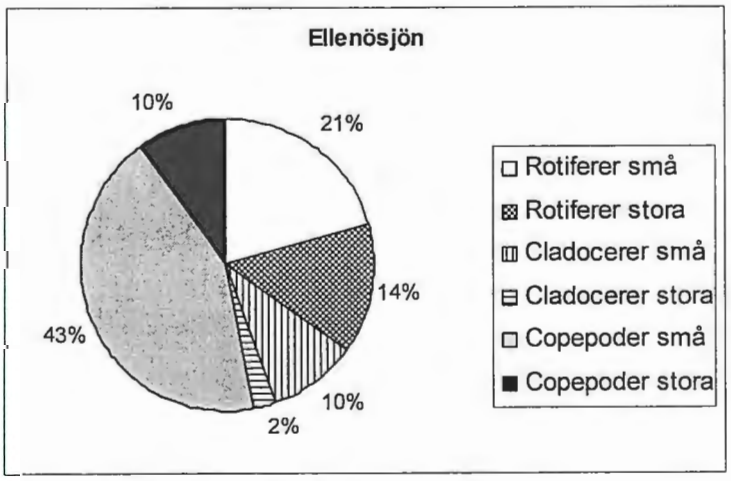
Hillingsätersjön kantades av väldigt mycket vass och de angränsande markerna var mest jordbruksmarker och lite skog. Ellenösjön hade inte alls lika mycket vass och de angränsande markerna bestod främst av barrskog och lite jordbruk.

Hillingsäterssjön domineras av små rotiferer som *Keratella cochlearis* och *Keratella quadrata* och små cladocerer som *Bosmina spp.* och *Chydorus spp.*



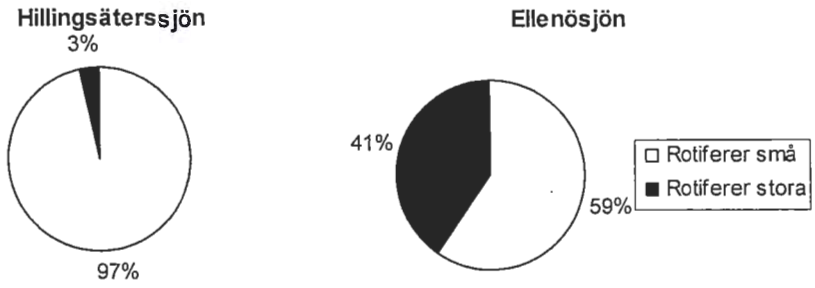
Figur 1.1 *Fördelningen mellan stora och små zooplankton i Hillingsäterssjön*

Ellenösjön domineras av små copepoder fr.a. naupliuslarver och små rotiferer som *Keratella cochlearis.*



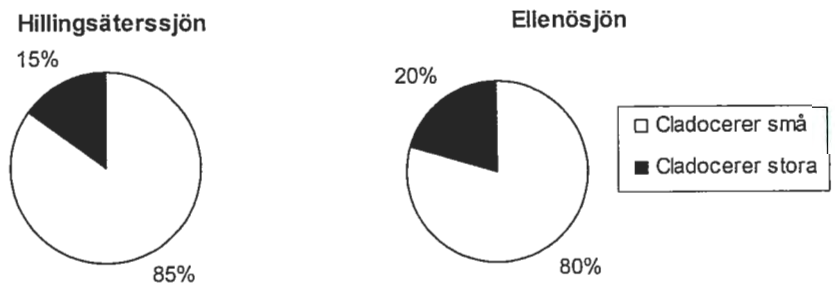
Figur 1.2 *Fördelningen mellan stora och små zooplankton i Ellenösjön*

Andelen små rotiferer är mycket större i Hillingsäterssjön än i Ellenösjön.



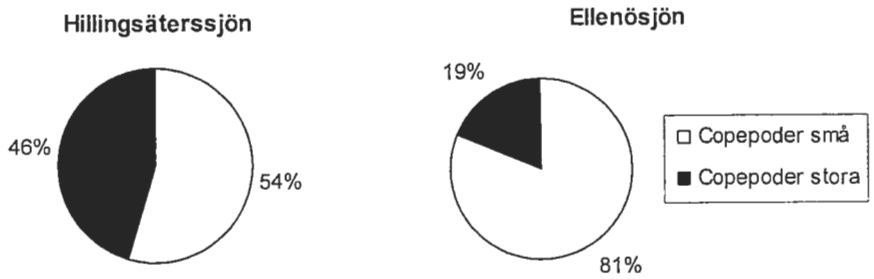
Figur 2.1 *Föredelning av stora och små Rotiferer i Hillingsäters- och Ellenösjön.*

Andelen stora och små cladocerer är ungefär lika stora i båda sjöarna.



Figur 2.2 *Fördelning av stora och små Cladocerer i Hillingsäters- och Ellenösjön.*

Andelen stora copepoder är större i Hillingsäterssjön än i Ellensjön.



Figur 2.3 *Fördelning av stora och små Copepoder i Hillingsäters- och Ellenösjön.*

Hillingsätersjön visar på ett högre antal zooplankton/liter (se *Fig 3*). *Keratella cochlearis* och *K. quadrata* uppvisar mycket högre tätheter i Hillingsäterssjön än i Ellenösjön. Likaså gör gruppen cladocerer samt *Cyclopoida spp.* Naupliuslarver uppvisar ett relativt högt antal i båda sjöarna.

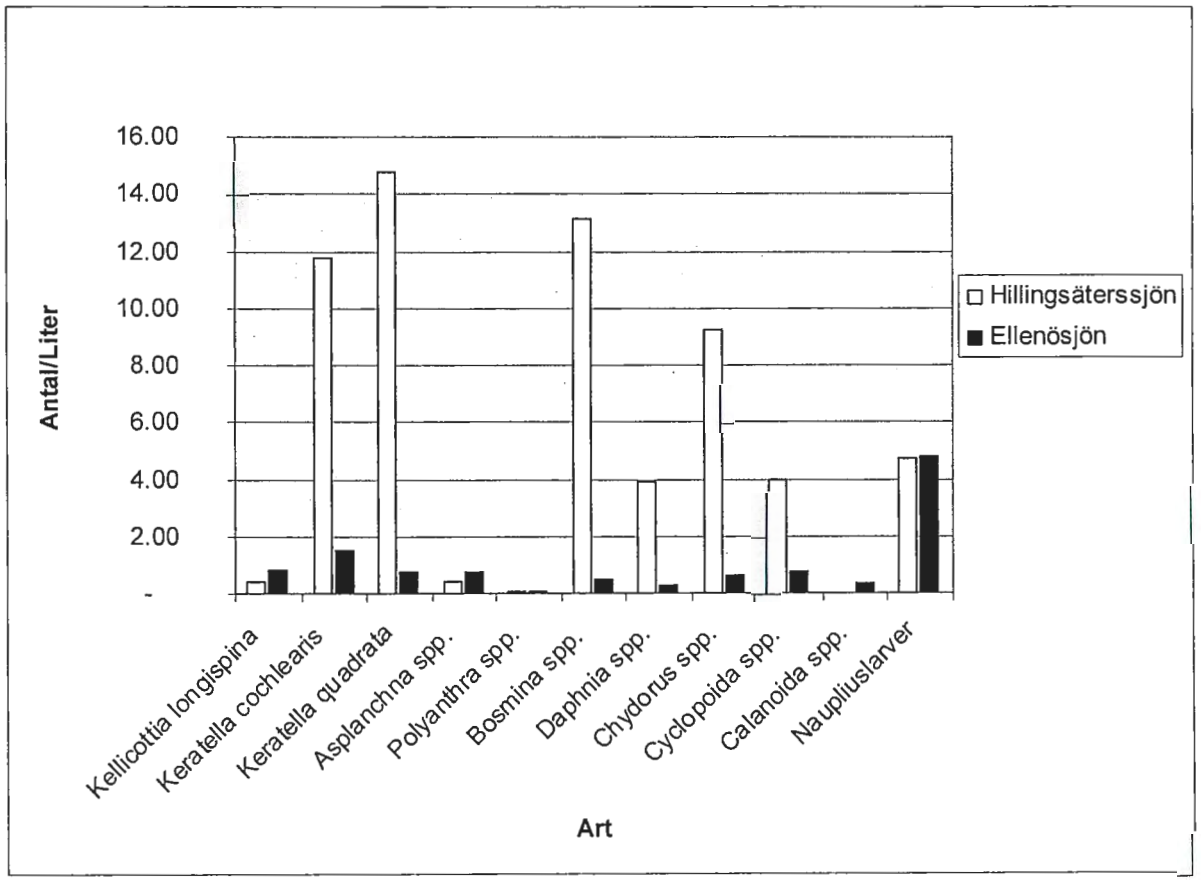


Fig 3. Jämförelse av zooplanktonarterna i de båda sjöarna.

6. Diskussion

6.1 Resultat

Hillingsäterssjön domineras av små rotiferer och små cladocerer vilket indikerar ett högt predationstryck på zooplankton av planktonätande fisk. Ellenösjön domineras av små copepoder vilket också tyder på högt predationstryck. Den totala mängden zooplankton var betydligt större i Hillingsäterssjön än i Ellenösjön vilket tyder på att predationstrycket är störst i Ellenösjön. Detta styrks av den höga tätheten av *Daphnia spp.* i Hillingsäterssjön, vilka är predationskänsliga. Den höga mängden Naupliuslarver, jmf med resterande zooplankton, visar på hög fiskpopulation då fiskarna inte äter naupliuslarver. I Hillingsäterssjön hålls mängden naupliuslarver låg genom konkurrens från övriga zooplankton. Dock visar den höga mängden rotiferer i jämförelse med cladocerer att det inte är konkurrensen som begränsar populationerna utan predationstryck. Detta genom att cladocererna är effektiva betare och därför skulle konkurrerat ut rotifererna om konkurrens var den begränsande faktorn.

Då mängden karpfiskar tycks vara hög i Ellenösjön tyder det på att bökning av bottnen är hög, vilket i sin tur leder till ett stort fosforläckage från sedimentet. Grumligheten som kommer från karpfiskarnas bökning missgynnar rovfisk som gädda och abborre

som behöver god sikt för att jaga. Vid tidpunkten för dessa provtagningar tycktes Hillingsäterssjön vara grumligare detta berodde antagligen på stormen natten innan provtagningen. Då Hillingsäterssjön är en grund sjö med lerbotten så grumlas den lättare än Ellenösjön.

Att Hillingsäterssjön är omgiven av mycket vass gynnar rovfiskar som gädda och abborre. Detta kan också visas av resultaten då rovfiskarna äter karpfiskarna och därför är mängden zooplankton i Hillingsäterssjön hög.

Den stora andelen *Chydorus spp.* i Hillingsäterssjön visar på en större makrofytflora än i Ellenösjön, eftersom planktonen gynnas av växterna som ger dem skydd.

6.2 Åtgärder

Inplantering av rovfisk innebär stora risker för nya sjukdomar, parasiter och att trofinivåerna kan förändras till oönskade tillstånd (centrum för biologisk mångfald, 1999). Dessutom tar processen lång tid innan märkbar effekt uppnås. Däremot verkar utfiskning av karpfisk vara ett bättre alternativ, även om ett misslyckat försök redan gjorts i Ellenösjön. Denna metod leder även till ett bättre siktdjup och godare förhållanden för rovfiskar. Nät som släpper igenom rovfiskar måste användas.

I Ellenösjön som var fattig på undervattensväxter skulle en inplantering av sådana kunna vara ett förslag. Undervattensväxter skulle ge ett bra skydd för zooplankton och de tar dessutom upp näring för att växa. Detta förslag skulle passa Ellenösjön då sjöns sediment utgör ett bra substrat för undervattensväxter, då det består av höga halter oorganiskt material (Hamrin, 1998).

Hillingsäterssjön och dess avrinningsområde, Bandenebäcken, har uppvisat kraftigt grumlat vatten av jord och partiklar samt kraftig algtillväxt. Vattnet visar tydliga tecken på övergödning och sjön befinner sig i kraftig igenväxning (Svenland, 1998). Då sjön är en grund lersjö och till stor del omgiven av jordbruksmark är detta troligt. Att sjön är grund och ligger öppet gör att den lätt grumlas av vindar vilket motverkar sedimentation och retention av närsalter. En höjning av sjön skulle skapa ett större djup och därmed förbättra möjligheterna för sedimentering. En annan positiv effekt av en förstorning av sjön är att arealen våtmark kring sjön ökar och därmed kan sjöns möjligheter att ta hand om kväve genom denitrifikation förbättras.

7. Källförteckning

Projekt Våtmarker och skyddszoner : Förslag till återdämning av Hillingsäterssjön 1998-03-05.

Stellan F.Hamrin m.fl.,Åtgärdsprogram för restaurering av Ellenösjön/Östersjön, 1998, Fiskeriverket.

Hansson, L-A. Biomanipulering som restaureringsverktyg för näringsrika sjöar, 1998, Naturvårdsverkets förlag.

Länsstyrelsen Västra Götaland, Projekt Våtmarker och skyddszoner, Bilaga C, 1998-10-28

Projekt Våtmarker och skyddszoner, Curt Svenland, Munkedal 1998-03-05

http://www.norrtalje.se/upload/Dokumentarkiv/Naturv%C3%A5rd/slutrapport-sammanst%C3%A4lld-maj2001.pdf

http://66.249.93.104/search?q=cache:27CNAgw38KUJ:www.tfe.umu.se/courses/energi/EnergiochMilj%C3%B6_5p/Rapporter/Bio_ren_mas.pdf+rotiferer&hl=sv&lr=lang_sv

http://dmc.utep.edu/rotifer/info.html

http://www.museum.vic.gov.au/crust/copbiol.html

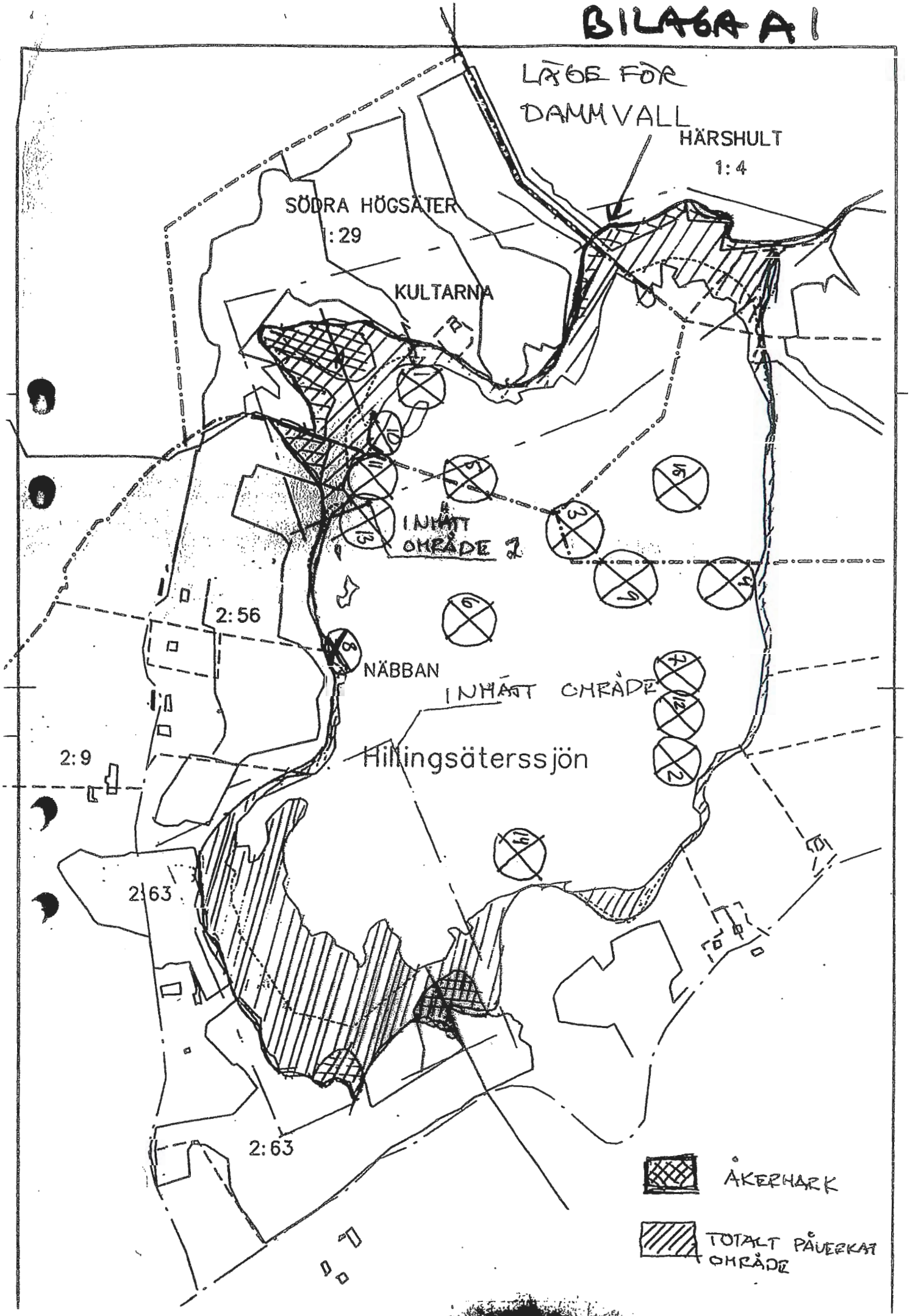
http://www.cladocera.uoguelph.ca/about/

Centrum för biologisk mångfald, 1999, http://www.cbm.slu.se/publ/biodiverse/99_4.pdf

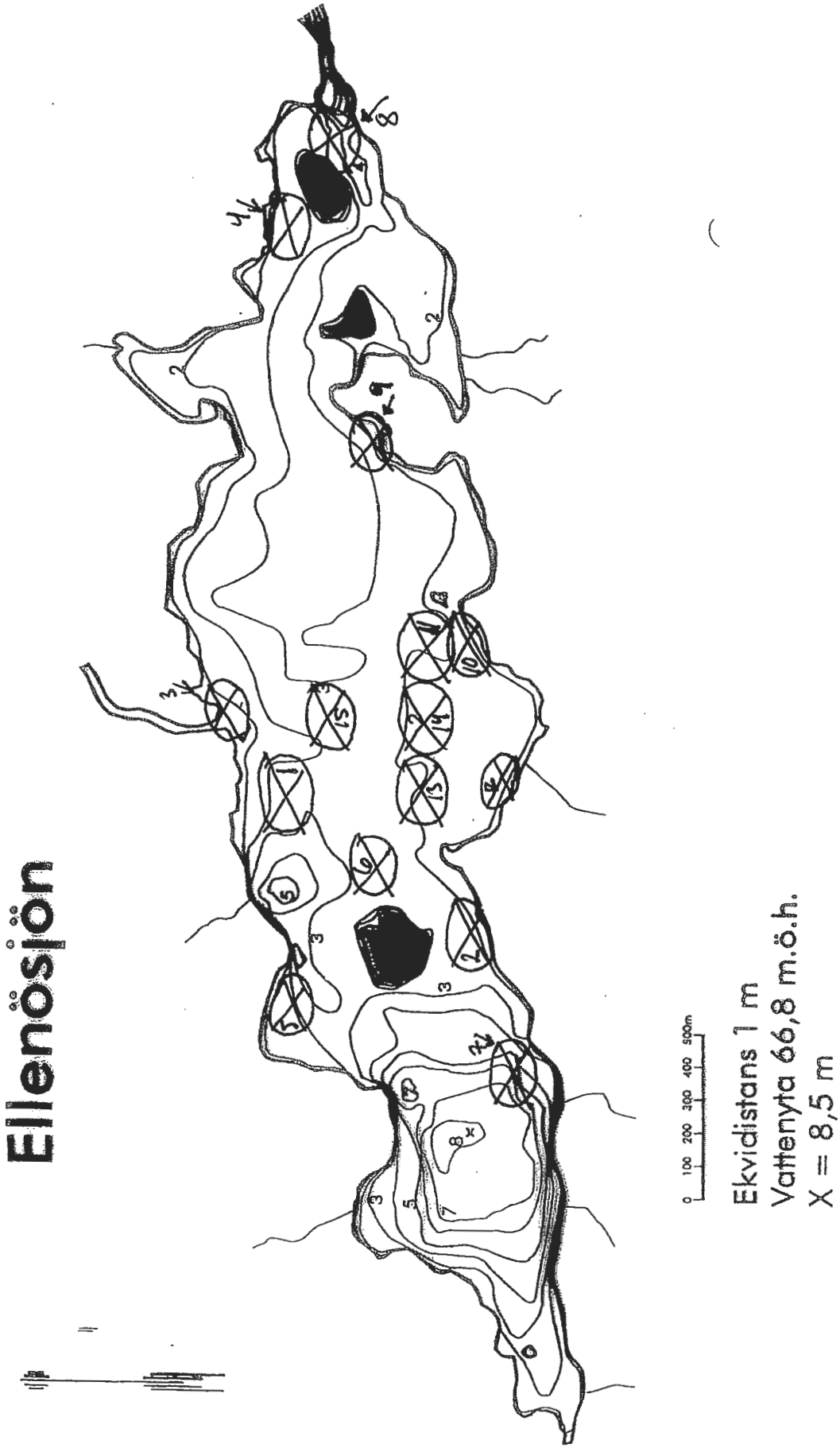
Nors, 1999.
http://www.fiskeriverket.se/databas/robtest_5.idc?DATE=19990913&X=649255&Y=127344

Jimmy Högberg, 2005, Telefonintervju

BILAGA A1


LÄGE FÖR DAMMVALL
HÄRSHULT 1:4
SÖDRA HÖGSÄTER 1:29
KULTARNA
INHÄGT OMRÅDE 2
2:56
NÄBBAN
INHÄGT OMRÅDE
Hillingsätersjön
2:9
2:63
2:63
ÅKERMARK
TOTALT PÅVERKAT OMRÅDE

BILAGA 2



Ur Wemmer, 1997

Bilaga 3

Hillingsäterssjön																Total		
Prov	**1**	**2**	**3 (s)**	**4 (s)**	**5 (s)**	**6 (s)**	**7 (s)**	**8 (s)**	**9 (s)**	**10 (s)**	**11 (s)**	**12 (s)**	**13 (s)**	**14 (s)**	**15 (s)**	**Antal**	**%**	**Antal/Liter**
Rotifera																		
Kellicottia longispina	0	0	0	40	40	20	80	0	0	20	20	40	20	20	0	300	0.71	0.44
Keratella cochlearis	56	161	560	440	240	160	1660	1260	80	460	560	260	840	880	380	7997	18.83	11.74
Keratella quadrata	127	417	740	800	380	540	1400	660	360	840	540	560	1120	840	720	10044	23.65	14.75
Asplanchna spp.	10	9	20	0	20	80	40	20	40	0	20	20	0	20	0	299	0.70	0.44
Polyanthra spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	20	20	41	0.10	0.06
Cladocera																		
Bosmina spp.	566	397	540	220	1040	560	880	940	400	360	580	940	240	440	840	8943	21.06	13.13
Daphnia spp.	190	70	160	0	400	200	480	20	160	60	40	220	180	240	240	2660	6.26	3.91
Chydorus spp.	254	237	320	120	580	200	600	200	260	620	620	640	720	300	600	6271	14.77	9.21
Copepoda																		
Cyclopoida spp.	288	81	160	40	380	180	340	0	300	80	120	280	140	40	260	2689	6.33	3.95
Calanoida spp.	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0.01	0.00
Naupliuslarver	55	102	380	40	300	280	580	60	180	160	100	380	60	40	500	3217	7.58	4.72
																42464		**62.35**
Djup (cm)	190	150	200	110	200	175	200	150	200	175	175	180	175	120	1.9	**2401.9**		

Håvradie (cm) 9.5
Vattenpelare (L) 681.01

(s) = subsampling

Bilaga 4

Ellenösjön																Total		
Prov	**1**	**2**	**3 (s)**	**4 (s)**	**5 (s)**	**6 (s)**	**7 (s)**	**8 (s)**	**9 (s)**	**10 (s)**	**11 (s)**	**12 (s)**	**13 (s)**	**14 (s)**	**15 (s)**	**Antal**	**%**	**Antal/liter**
Rotifera																		
Kellicottia longispina	76	25	60	100	60	40	20	180	40	80	40	20	80	0	60	881	7.52	0.83
Keratella cochlearis	54	52	40	100	140	180	160	120	80	40	280	100	80	100	60	1586	13.53	1.5
Keratella quadrata	36	24	60	60	80	20	60	180	60	20	100	0	40	0	40	780	6.66	0.74
Asplanchna spp.	66	44	160	80	40	80	100	20	0	0	60	0	20	40	80	790	6.74	0.75
Polyanthra spp.	8	2	0	0	0	0	0	20	20	0	0	0	0	0	0	50	0.43	0.05
Cladocera																		
Bosmina spp.	4	10	0	100	20	20	120	60	0	20	60	20	0	40	20	494	4.22	0.47
Daphnia spp.	11	21	20	0	0	0	80	40	0	0	100	20	0	0	0	292	2.49	0.28
Chydorus spp.	0	0	0	60	60	80	40	100	20	20	20	40	40	120	40	640	5.46	0.61
Copepoda																		
Cyclopoida spp.	79	85	120	100	0	0	100	20	20	20	100	20	80	60	20	824	7.03	0.78
Calanoida spp.	31	23	20	20	0	20	80	100	0	0	0	20	40	0	0	354	3.02	0.33
Naupliuslarver	439	609	280	140	20	380	800	340	280	480	400	80	280	420	80	5028	42.9	4.75
																11719		**11.08**
Djup (cm)	275	275	200	300	210	210	385	600	200	150	200	100	200	150	275	**3730**		

Håvradie (cm) 9.5
Vattenpelare (L) 1057.56

(S) = subsampling

V

Tage Vowles

Marcus Tiger

Handledare: Ragnar Lagergren

Höstterminen 2005

Retentionsberäkningar och kemisk analys av Hillingsätersjön

Ett projekt inom vattenvård 10p
Götebogs universitet

Innehåll

1. Sammanfattning

Detta projekt har utförts under tiden 14 – 24 November 2005 som en del av kursen Vattenvård 10p vid Göteborgs Universitet, och syftar till att undersöka näringstillståndet i Hillingsätersjön, främst med avseende av fosforhalter. Hillingsätersjön och dess inlopp Gunnarsnäsbäcken och Brohagebäcken, samt dess utlopp Bandenebäcken, är en del av det vattensystem som utgör Gullmarsfjordens avrinningsområde. På grund av eutrofiering i Gullmarsfjorden under senare år har betydande åtgärder gjorts för att minska flödet av näringsämnen ut i fjorden. Som ett led i detta projekt har föreslagits en höjning av Hillingsätersjön, och denna rapport avser att undersöka vilken effekt detta skulle ha på närsaltsbelastning och naturvärden.

Resultatet av undersökningen är att sjön har höga till mycket höga halter av fosfor, men fungerar som en fosforfälla. En höjning skulle förbättra retentionen i sjön ytterligare, utan att sänka naturvärdena, men är kanske inte det kostnadsmässigt bästa alternativet. Istället föreslås anläggandet av ett par våtmarker vid sjöns största inflöden.

2. Inledning

Gullmarsfjorden är Sveriges enda egentliga fjord. Fjordens djuphåla innanför den grundare tröskeln har skapat unika förhållanden och man finner här en otrolig mångfald av marina djur varav några återfinns först på stora djup i Nordsjön. Tröskeln leder dock till sämre omsättning av vattnet och fjorden har därför drabbats hårt av eutrofieringen, tången trängs undan av "grönslick", algblomningar och syrebrist blir ett allt mer utbrett problem. Örekilsälven täcker in mer än 90% av fjordens avrinningsområde (exkursionskompendium) och vill man få bukt med eutrofieringen måste man alltså sänka halterna av kväve och fosfor i älven.

Hillingsätersjön står i förbindelse med Örekilsälven via Bandenebäcken och vidare genom Valboån. Sjön har sänkts av dikningsföretag i olika omgångar under det senaste århundradet och bäckar har fördjupats och rätats ut (Svenland 1996). Sjön är en grund lerslättssjö (maxdjup 2m (Svenland 1998)) omgiven av jordbruksmark. Sjön har två större tillflöden: Gunnarsnäsbäcken och Brohagebäcken, samt två mindre tillflöden (se karta). Den avvattnas av Bandenebäcken. Inom projekt våtmarker och skyddszoner som jobbar för att minska eutrofieringen så har man föreslagit att man skall anlägga våtmarker vid Gunnarsnäs och Brohagebäckens utlopp för att minska belastningen på sjön. Man har också föreslagit (Svenland 1998) att höja sjön med ca 0,5 m för att skapa en kväve och fosforfälla som fångar upp näringsämnena genom denitrifikation och sedimentation. Kartan i bilaga 1 visar var dammen föreslagits ligga och vilka nya områden som skulle översvämmas.

Syftet med vårt arbete är att utvärdera om en sjöhöjning är ett bra alternativ till att anlägga våtmarker och skyddszoner uppströms sjön. Detta genom att undersöka näringstillståndet i sjön samt dess ut- och inlopp, vilket utgör grunden för beräkning av sjöns retention. Vi skall därefter undersöka hur retentionen kan förmodas öka eller minska genom den föreslagna sjöhöjningen.

Det finns många saker att ta hänsyn till vid en sjöhöjning. Sjön har i nuläget höga naturvärden, det finns en hög biologisk mångfald inom både flora och fauna. Det finns ett artrikt fiskbestånd och sjön är en mycket rik fågellokal (Svenland 1996). Hur skulle detta påverkas av den planerade höjningen? Vidare är det oklart om sjön i nuvarande läge är skiktad under sommaren. Det finns en risk att en höjning skulle leda till en språngskiktsbildning, som

kan ge syrebrist i bottenskiktet. Detta skulle kunna leda till att fosfor frigörs från sedimenten istället från att fångas upp, d.v.s. ge en rakt motsatt effekt till den önskade. En annan fråga att ta hänsyn till är hur sjöns grundområden skulle påverkas. Dessa är mycket viktiga för denitrifikationen, d.v.s. kvävereningen. Även här måste man alltså noga överväga ifall en höjning skulle ge en positiv eller negativ effekt.

Våra mätningar jämförs också med tidigare års mätningar för att bedöma hur tillståndet i sjön förändrats under de senaste åren, innan några direkta åtgärder utförts. Mätningar har gjorts inom Vattenvårdskursen på Göteborgs Universitet de senaste fem åren, och vissa generella hänvisningar till detta har gjorts i texten även om inte alla tidigare års resultat redovisats.

3. Teori

Konduktivitet
Vattnets konduktivitet, d.v.s. dess specifika ledningsförmåga, är en funktion av dess innehåll av lösta joner (Johansson, 2003). De ämnen som vanligtvis bidrar mest till konduktiviteten i sötvatten är kalcium, magnesium, natrium, kalium, klorid, sulfat och vätekarbonat. Konduktiviteten ger information om mark- och berggrundsförhållanden i tillrinningsområdet. Det kan i vissa fall också ge en indikation på utsläpp (KM Lab, 1994). Eftersom konduktiviteten förändras med lösningens temperatur används standardtemperaturen 25°C. Enheten som används enligt svensk standard är Siemens/meter (S/m), men konduktiviteten i inlandsvatten är så låg att vi här använt mS/m.

pH
För att mäta surheten i en lösning använder man pH, som är ett mått på vätejonaktiviteten. Det definieras som -log (H^+), vilket innebär att pH 6 är 10 ggr surare och pH 5 är 100 ggr surare än pH 7. Vid pH-värden under 5,5 uppstår biologiska störningar, t.ex. nedsatt fortplantningsförmåga hos vissa fiskarter, utslagning av känsliga bottenfaunaarter mm. Surheten reglerar också i vilken kemisk form exempelvis metaller förekommer (Naturvårdsverket 2000). Normala pH-värden i sjöar och vattendrag är oftast 6 - 8. Regnvatten har pH 4,0 - 4,5 (KM Lab, 1994). Vid pH >6,8 bedöms ett vattendrag vara nära neutralt (Naturvårdsverket 2000). Även pH varierar med temperaturen, så också här är 25°C standardiserad mättemperatur.

Alkalinitet
Alkalinitet används som ett mått på ett vattens buffertkapacitet, alltså dess förmåga att neutralisera tillskott av sura ämnen. Alkaliniteten definieras som vattnets förmåga att uppta protoner, och bestäms i sötvatten huvudsakligen av koncentrationen av vätekarbonat-, karbonat och hydroxidjoner. Enheten som används är milliekvivalent per liter (mekv/l) (Johansson, 2003).

Färgkomposition
Vattnets färg är ett mått på dess innehåll av lösta humusämnen samt vissa järn- och manganföreningar. Ljusförhållandena har direkt påverkan på livsbetingelserna för många organismer, dock så kan en hög halt humusämnen på vissa sätt vara bra, eftersom det ger en kapacitet för komplexbindning som minskar metallers giftighet. När man mäter färgtal använder man brungul platinaklorid som referens och enheten blir således mg Platina per liter (mgPt/l) (Naturvårdsverket 2000).

Turbiditet
Ett vattens turbiditet, eller grumlighet, bestäms instrumentellt med en turbidometer. Grumligheten orsakas av suspenderade partiklar, både organiskt och oorganiskt material. I ett rinnande vatten orsakas grumligheten främst av oorganiska partiklar, och dessa kommer främst från erosion. I sjöar sedimenterar detta material lätt och istället dominerar organiska partiklar Grumligheten anges i FNU – enheter (formazine nephelometric units) och är >7,0 för starkt grumligt vatten (Naturvårdsverket 2000).

Siktdjup
Siktdjupet ger ett snabbt, enkelt mått på vattnets optiska egenskaper. Man uppskattar att siktdjupet är det djup dit 10% av himmelsdjupet når. Under en meter brukar räknas som mycket litet siktdjup, medan 2,5 – 5m är ett måttligt siktdjup (Naturvårdsverket 2000).

Totalfosfor
Totalfosfor (anges i µg/l) är den totala mängd fosfor som finns i en sjö, antingen organiskt bundet eller som fosfat. Det innefattar även mineral- och humusbundet fosfor. Fosfor är i allmänhet tillväxtbegränsande näringsämne i sötvatten, och alltför stor tillförsel medför eutrofiering och syrebrist (KM Lab, 1994).

4. Metod

Projektet inleddes med en dags arbete i fält då prover togs från alla in- och utflöden från Hillingsätersjön. Dessutom togs prover från tre olika djup i själva sjön, där också siktdjupet mättes. Vattenflödet i de största inflödena och i utloppet mättes också.

Två prover togs på varje mätplats, varav ett frystes för att användas vid senare tillfälle när fosforhalten skulle räknas ut. Sedan mättes en sträcka på tio meter upp, vid ett ställe där bäcken var relativt rak, ungefär 30 meter från inflödet i sjön. För att få reda på vattenflödet mättes tiden det tog för ett äpple att driva den uppmätta sträckan. För att kunna beräkna tvärsnittarean gjordes djup- och breddmätningar på 5 platser vi valt ut längs med 10-metersträckan.

Vid Bandenebäcken skulle proceduren upprepas, men här uppstod vissa problem, eftersom vattenståndet var högre än beräknat med och det var svårt att få bra värden för djupet och bredden på ån. Detta löstes genom att en planka användes till att stötta upp en lång stör, längs vilken djupet sedan mättes. P.g.a. tidsbrist fanns det inte möjlighet att göra noggrannare mätningar och dessa värden får ses som en grov skattning.

I inflöde två och fyra var flödet så lågt att vattenprover togs utan att mäta flödeshastigheten, men i inlopp tre, Brohagebäcken, upprepades tillvägagångssättet från Gunnarsnäsbäcken. Vid mitten av sjön och togs tre prover från den fria vattenpelaren; från ytan, från mitten(ca 1m) och från botten. Även här togs två prover från varje ställe. Siktdjupet fastställdes också genom att en vit skiva firades ner i ett snöre och djupet mättes där den försvann ur sikte.

Sedan analyserades proverna i ett laboratorium. Konduktivitet, pH, alkalinitet, färgkomposition och turbiditet uppmättes för varje prov. Alla prover, som stått i ett kylrum över natten, värmdes upp till 25°C innan konduktiviteten mättes med en konduktivitetsmätare. Därefter mättes pH-värden i samma prover som använts för konduktivitetstesten med en pH-meter. pH-metern testades i en kalibreringslösning mellan varje prov. Alkaliniteten bestämdes

genom att SBV-indikator tillsattes till vattenprover (som inte värmts upp), och sedan titrerades med 0,02 M saltsyra. Alkaliniteten kunde då räknas ut genom att se hur många ml saltsyra behövde tillsättas innan provet ändrade färg, med hjälp av formeln (Johansson, 2003).:

$$\text{Alkalinitet (mekv/l)} = \frac{C_{HCl} \cdot ml_{HCl} \cdot 1000}{ml_{prov}}$$

De sista testerna som gjordes var för att bestämma provernas färgkomposition (d.v.s. innehållet av lösta humusämnen och vissa järn- och manganföreningar) och turbiditet (grumlighet). Färgtalet bestämdes med en färgkomperator, där proverna jämfördes med färdigbestämda färgfilter, och turbiditeten mättes med en turbidometer, där proverna jämfördes med en kalibreringslösning.

Totalfosforhalten beräknades fem dagar senare i de prover som frusits ned. Dessa tinades långsamt upp i ett vattenbad, innan 4 ml kaliumpersulfatlösning tillsattes till 20 ml av varje prov i glasflaskor. Två flaskor förbereddes för varje vattenprov för att få jämnare värden, och ett blindprov med avjoniserat vatten samt ett kalibreringsprov (5 ml kalibreringslösning (1000µg PO_4-P/l) och 15 ml avjoniserat vatten) förbereddes också. Dessa autoklaverades sedan vid120°C i 60 minuter. En blandreagens blandades som bestod av 60 ml askorbinsyra (0,1 M) och 140 ml reagenslösning (i sin tur bestående av H_2SO_4, ammoniummolybdat, askorbinsyra och kaliumantimon(III)oxidtartrat). 4 ml av blandreagensen tillsattes tillsammans med 1 ml avjoniserat vatten till varje prov innan absorbansen mättes vid 882 nm i 1 cm:s kyvett. Totalfosforhalten räknades sedan ut genom följande formel (Johansson, 2003).:

$$\text{Totalfosforhalten (µg/l)} = \frac{C_{kal} \cdot ml_{kal} \cdot (A_{prov} - A_{blind})}{ml_{prov} \cdot (A_{kal} - A_{blind})}$$

5. Resultat

5.1 Analyser av vattenprover

Resultaten från analysen av vattenproverna redovisas i tabell 1.

Tabell 1: Kemiska och fysikaliska analyser

	Gunnarsnäs	Inflöde 2	Brohage	Inflöde 4	Bandene	Ytvatten	Mittvatten	Bottenvatten
pH	6,35	6,53	6,8	6,7	7,18	7,35	7,4	7,4
Konduktivitet(mS/m)	10,1	11,5	13,1	14,2	11,9	12	12	11,9
Färg(mgPt/l)	80	150	80	70	60	60	60	50
Turbiditet(FNU)	56,2	33,3	66	61	47,9	40,6	42,1	46,3
Alkalinitet(mekv/l)	0,374	0,36	0,55	0,51	0,61	0,59	0,58	0,61
Totalfosfor(µg/l)	18,0	23,4	58,3	54,7	49,9	41,5	49,9	54,7

pH-värdena kan anses vara ganska normala, och ganska likartade vid alla mätpunkter, eftersom pH i sjöar och vattendrag generellt ligger mellan 6 och 8. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (2000) räknas pH 6,5 – 6,8 som svagt surt och pH 6,2 – 6,5 som måttligt surt, men viss variation mellan sjöar förekommer naturligt. Dessutom visar de värden som

mätts upp för alkaliniteten att sjön har mycket god buffertkapacitet (d.v.s. >0,20 mekv/l enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder) vid samtliga mätpunkter.

Mätvärdena för turbiditet och färgkomposition visar att vattnet är starkt grumligt vid alla mätplatser och betydligt till starkt färgat överallt förutom i bottenvattnet där det är måttligt färgat. Siktdjupet uppmättes till 62,75 cm, vilket är mycket litet (Naturvårdsverket 2000). Fosforhalterna varierar från måttliga halter i Gunnarsnäsbäcken och inflöde 2 till höga i ytvattnet, mittvattnet och Bandenebäcken och mycket höga i Brohagebäcken, inflöde 4 och i bottenvattnet (Naturvårdsverket 2000).

5.2 Fosforhalter och retention

Vi har valt att göra tre olika beräkningar för flöden och retention. Den första beräkningen baseras på våra egna mätvärden. Dessa värden är förmodligen inte representativa och jämvikt mellan in och utflöde rådde förmodligen ej, då det föregående dygn hade regnat och blåst mycket. Dessutom hade vi som sagt stora problem med att mäta djupet i Bandenebäcken och vi tror även att vinden påverkat flödet i Brohagebäcken negativt och ev positivt i Bandenebäcken. Vi har här räknat samman alla mindre inlopp under namnet "diffust" och satt flödet för dessa lika med utloppet Bandenebäcken minus inflödena Gunnarsnäs och Brohage.

Tabell 2: Belastningsdata efter egna mätvärden.

	Gunnarsnäs	Brohage	Diffust	Bandene
Flöde(l/s)	122	117	1025	1264
Fosforhalt(µg/l)	18,0	58,3	39,1	49,9
Årsbelastning kg/år	69	215	1263	1988

Dessa värden ger en retention på: 1-1988/1546 = -0,28,5
Vi har alltså en negativ retention på 28,5%.

Nästa uträkning är baserad på att vi stryker flödesvärdet för Bandene bäcken. Vi förutsätter här att jämvikt råder och det totala utflödet är lika stort som inflödet. Gunnarsnäsbäcken har ett avrinningsområde på 270 ha och Brohagebäcken 420 ha (Svenland 1995) vilket tillsammans motsvarar 79% av sjönsavrinningsområde på 870 ha. Detta skulle innebära att mindre inflöden står för ca 60 l/s(239*0,21), vi har för dessa räknat med en totalfosforhalt baserad på medelvärdet i inflöde två och fyra.

Tabell 3: Belastningsdata där Bandene flödet utgörs av summan hos övriga flöden

	Gunnarsnäs	Brohage	Diffust	Bandene
Flöde(l/s)	122	117	60	299
Fosforhalt(µg/l)	18,0	58,3	39,1	49,9
Årsbelastning kg/år	69	215	73,9	470

Dessa värden ger en retention på: 1-470/357,9 = -0,313
Vi får även här en negativ retention (31.3%) som är något kraftigare än i föregående beräkning.

I den sista modellen har vi jämfört olika års värden på totalfosfor och flöden för att få en retention baserad på medelvärdena av dessa. För det första fann vi väldigt stor variation i flödena mellan de olika undersökningarna. Vi har därför valt ut att ta flödet för endast 4 år där

värdena åtminstone låg inom samma tiopotens och någorlunda jämvikt råder mellan in- och utflöden.

Tabell 4: Fosforhalter som uppmätts under olika år.

Totalfosfor	Gunnarsnäs	Diffust A	Brohage	Diffust B	Bandene	ytvatten	mittvatten	bottenvatten
Våra beräkningar(HT2005)	18,03	23,44	58,3	54,69	49,88	41,47	49,88	54,69
VT 2004	68	103	339	29	96	92	96	95
HT 2003	35,6	115	106	189	71,5	64	61,9	52,7
VT 2003	55,5	33,7	30,8	93	170,2	89,6	*1007	*1016
VT 2002	26		140		86	75	77	78
HT 2001	32,63	24,06	75,86	34,67	59,14	57,1	55,5	55,1
VT 2001	53,1	37,5	90,6	72	115,6	100	90,6	*285,5
HT 2000	58,2	211	364	211	129,3			
Summa:	347,06	289,2	1204,56	383	777,62	519,17	430,88	335,49
Medelhalt:	43,38	41,31	150,6	54,71	97,20	74,17	71,81	67,10

Tabell 5: Flödesvärden från 4 olika år.

Flöde(m3/år)	Gunnarsnäs	Brohage	Bandene
HT 2003	1734480	3342816	3942000
VT 2003	2141080	3350568	6899034
VT 2002	1733584	2696686	5585992
VT 2001	1548450	2408700	5989450
Summa:	7157594	11798770	22416476
Snitt:	1789000	2949000	5604000

Tabell 6: Belastningsberäkning med snitt av totalfosfor och flöden.

	Gunnarsnäs	Brohage	Diffust	Bandene
Flöde(m3/år)	1789398	2949693	865028	5604119
Fosforhalt(µg/l)	43,38	150,6	55,9	97,2
Årsbelastning (kg/år)	77,62	444,2	48,36	544,7

Detta skulle ge en retention på 1-544,7/570,2 ≈ 0,045
Här har vi alltså ett positivt retentionsvärde på 4,5%

5.3 Fosforbelastning före och efter höjning

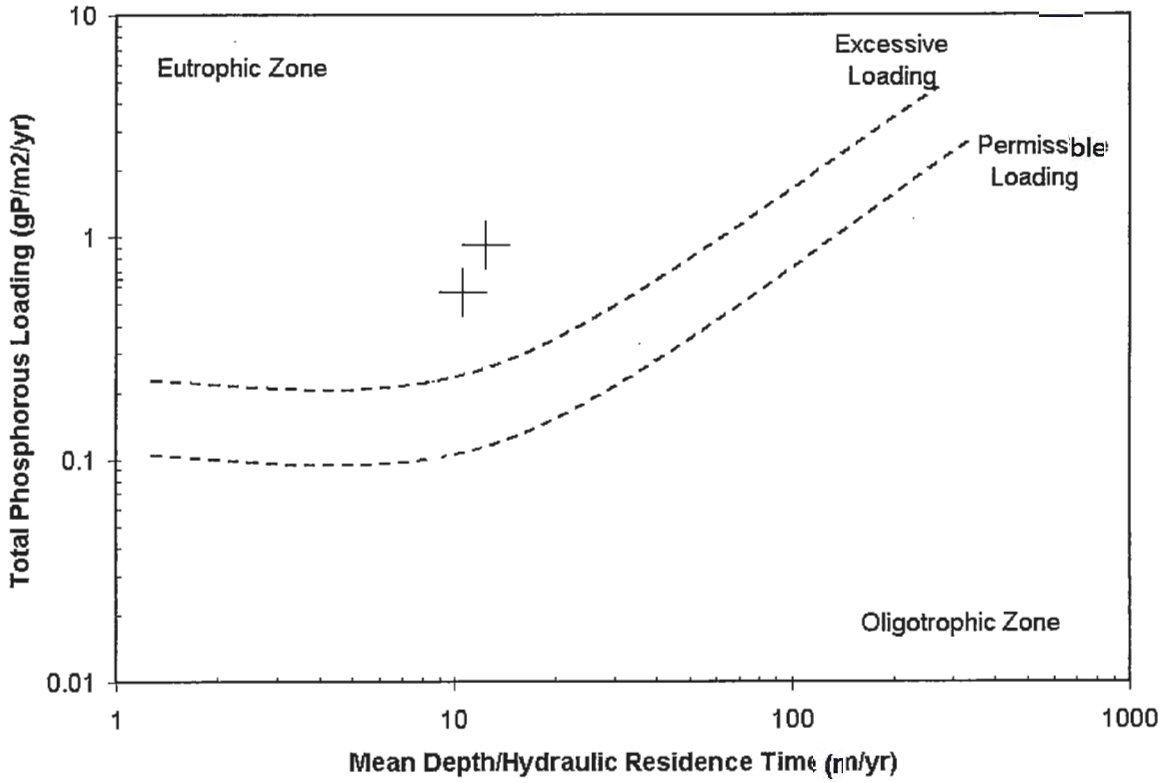
Ett vollenweiderdiagram visar om en sjös fosforbelastning ligger på en farligt hög nivå. Detta görs genom att beräkna fosforhalten per m^2 samt medeldjupet/omsättningstiden. Den nuvarande fosforbelastningen kan jämföras med fosforbelastningen vid en höjning av sjön med hjälp av bakgrundsdata för sjöns yta enligt Arnesen et al, 2000.

Före höjning
Fosforbelastning per år (enligt figur 6): 570,2 kg
Yta: 597 000 m^2
Medeldjup: 1,6 m
Maxdjup: 2,5 m
Volym: 648 522 m^3
Omsättningstid: 0,116 år (42,24 dagar)

Fosforbelastning: 0,88 g/m^2
Medeldjup/omsättningstid: 13,79 m/år

Efter höjning
Fosforbelastning per år: 570,2 kg
Yta: 789 000 m^2
Medeldjup: 2,1 m
Maxdjup: 3,0 m
Volym: 997 650 m^3
Omsättningstid: 0,178 år (65,98 dagar)

Fosforbelastning: 0,57 g/m^2
Medeldjup/omsättningstid: 11,80 m/år



Figur 1. Vollenweiderdiagram där sjöns värden har markerats innan (övre krysset) och efter höjning (undre krysset). Båda värden visar för hög fosforbelastning på sjön.

5.4 Kostnadsberäkningar

Man har räknat ut att totalkostnaden för höjningen kommer att landa på ca 700 000kr (Nilsson 96). En retentionsökning på 5 procentenheter från 4,5-9,5% skulle ge en "fosforvinst" på 570-570*0,95 = 28.3 kg/år. Vi ska nu jämföra detta med kostnaden av att anlägga två våtmarker med grund för hur de övriga våtmarkerna sett ut i projekt våtmarker och skyddszoner. Man har där en medelareal på våtmarkerna på 0,53 ha, dessutom har man beräknat fosforuppfånget till ca 46 kg/ha våtmark och år (projektredovisning98-01). Om man då bygger två dammar får man en årlig "fosforvinst" på 0,53*2*46 = 48,76 kg/år. Anläggningen av två dammar kostar i snitt (projektredovisning 98-01) 2*203 000 = 406 000 kr. Man kan även räkna det som kronor/vunnet kg fosfor: 700 000/28.3 = 24734 kr/kg fosfor och år, respektive 406000/48,76 = 8326 kr/kg/år. Dessa beräkningar har inte tagit hänsyn till årliga underhållskostnader. Slutsatsen av denna grova beräkning blir alltså att ett en höjning av sjön är både dyrare mindre effektiv. Även om dessa beräkningar är gjorda på något slags medelvärden av olika årsmätningar bör de tas med en stor nypa salt. Mätningarna är ju tex. endast gjorda i Maj och Oktober och retentionen tenderar att variera under året, samt att vi strukit många värden för flöde. Kostnaden av våtmarksanläggningen och vinsten med denna är även den ett väldigt grovt värde.

6. Diskussion

Det har varit svårt att utläsa någon klar trend genom att jämföra totalfosforhalter med de mätningar som gjorts tidigare år, p.g.a. att värdena varierar såpass mycket. Halterna i årets prover är i de flesta fall de lägsta uppmätta, vilket skulle kunna bero på tillfälliga skillnader i markanvändning, gödsling eller liknande. Mer regelbundna tester skulle behövas för att få mer exakta värden, eftersom vid bara en eller två mätningar per år kan sådana tillfälligheter göra stor skillnad mellan proverna. Skillnaderna i vattenflöde påverkar också fosforhalterna, främst genom att en längre omsättningstid i sjön gör att mer fosfor binds till sedimenten. När vi räknade ut omsättningstiden i sjön utgick vi från värdena i tabell 6, eftersom dessa verkar vara mest tillförlitliga, men även dessa kan ifrågasättas eftersom de beräknats främst med vårflöden som utgångspunkt och dessa kan skilja sig mycket från flöden på hösten.

Men även om vi bortser från detta så visar också våra mätresultat att Hillingsätersjön innehåller alltför höga halter av fosfor. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (2000) är 25 – 50 µg/l höga halter av fosfor och 50 – 100 mycket höga halter. Våra mätningar visar att mittvattnet ligger på gränsen till, och bottenvattnet ligger ovanför gränsen för mycket höga halter. De ogynnsamma fosforhalterna kan även utläsas i vollenweiderdiagrammet. Att ytvattnet innehöll något lägre halter skulle kunna bero på att det regnat och stormat hela dagen innan mätningarna gjordes och att bottensedimenten rörts om och därmed kan ha läckt fosfor, men det är tveksamt om inte vinden borde ha blandat om vattnet tillräckligt för detta att inte göra någon skillnad.

Någon direkt risk för försurning anses inte finnas i sjön, även om tillflödet i Gunnarsnäsbäcken hamnar inom gränserna för vad som beskrivs som måttligt surt. Alkaliniteten visar att buffertkapaciteten är mycket god vid alla provpunkter. Detta stöds

också av tidigare års mätningar. Näringsrika sjöar har ofta en god buffertkapacitet, så också här. I Hillingsätersjön beror det förmodligen på att lerjordarna i tillrinningsområdet tillför rikligt med baskatjoner.

Siktdjupet i sjön är mycket litet och färgning och grumlighet visar också väldigt höga värden. Någon direkt koppling mellan dessa värden och dålig miljökvalitet kan inte göras eftersom den naturliga variationen för dessa tre parametrar är väldigt stor (Naturvårdsverket 2000). Dessutom har årstid och väderlek stor inverkan, och stormen dagen innan provtagningarna har med största sannolikhet haft en viss påverkan, genom omrörning i sedimenten och uppgrumling av vattnet. En slutsats som kan dras av det dåliga siktdjupet är dock att det inte finns någon primärproduktion på de djupaste ställena. Det dubbla siktdjupet (här alltså 2*62,75cm) brukar nämligen tas som ett grovt mått på kompensationsdjupet, d.v.s. det djup där fotosyntesen upphör. Vid sjöns maxdjup 2,5 meter finns alltså ingen bottenvegetation.

Vid en höjning av sjön beräknas omsättningstiden öka från ca 42 dagar till ca 66 dagar. Med hjälp av dessa värden kan retentionen teoretiskt beräknas öka ungefär från 14 till 19 % genom Naturvårdsverkets diagram i bilaga 2. Även om vollenweiderdiagrammet visar att fosforhalterna är för höga även vid en höjning, måste en retentionsökning på 5 procentenheter anses gynnsam. Detta har ju också effekt längre ner i vattensystemet, och varje fosforfälla som anläggs (eller i det här fallet förbättras) tar bort en del av belastningen från Gullmarsfjorden i slutändan.
Enligt våra bedömningar skulle en höjning ej heller innebära en skiktning av vattenmassorna i sjön. Sjön är så grund att det inte verkar finnas någon sommarskiktning i sjön i nuvarande tillstånd, och detta skulle antagligen inte orsakas av en höjning på en halvmeter heller, p.g.a. att sjön ligger så öppet. Vinden gör att vattenmassorna ständigt omblandas. Vid isbildning på vintern finns det dock en chans att bottenskiktet skulle drabbas av syrebrist, men en höjning skulle i så fall vara gynnsam, eftersom volymen på den fria vattenmassan under isen skulle öka och göra att syret inte förbrukades så snabbt. Just topografin runt sjön, d.v.s. att den ligger på en öppen slätt, gör också att vi tror att det skulle finnas lika stora, och förmodligen även större, grundområden i sjön även efter en höjning. Alltså skulle denitrifikationen antagligen öka vid en höjning.

Naturvärdena i sjön skulle antagligen inte heller påverkas nämnvärt av en höjning, utan skulle enligt länsstyrelsen snarare med tiden kunna förbättras (Hansson 1998). Själva arbetet med dämningen borde kunna utföras utan att störa djur- och växtlivet nämnvärt, och när sjön väl höjts borde förutsättningarna för fiskbeståndet vara bättre eftersom vattnet kan bära större populationer. Som redan nämnts kommer det även leda till fler grundområden som gör sjön till en bättre fågellokal.

Sammanfattningsvis kan sägas att en höjning skulle vara positiv på de flesta sätt. Den stora frågan är bara om det är det ekonomiskt bästa alternativet. Enligt våra uträkningar är det inte det, man skulle kunna få en bättre fosforretention på ett billigare sätt genom att anlägga två dammar där Gunnarsnäsbäcken och Brohagebäcken rinner in i sjön. Enda anledningen till en höjning skulle alltså i så fall vara för naturvärdenas skull, men även anläggandet av en eller flera våtmarker skulle gynna fåglar och andra arter, så den anledningen måste också ses som ytterst tveksam. Vi anser alltså att anläggandet av våtmarker är ett mer realistiskt alternativ.

7. Referenser:

Arnesen, Jan, Eriksson, Britt-Loise, Jonäll, Per och Wettermark, Petra, 2000. *Hillingsätersjön – En hydrologisk undersökning*. Zoologiska institutionen, Göteborgs Universitet

Hansson 1998: *Samråd enlig 20 paragraf naturvårdslagen angående återdämning av hillingsätersjön i Färgelanda kommun.* Länsstyrelsen Västra Götalands län.

Exkursionskompendium, 2005: *Vattenvårdande Åtgärder i Örekilsälvens vattensystem Exkursionskompendium. C Svenland Projekt våtmarker och skyddszoner, Jan-Erik Svensson Högskolan i Borås, Jan Stensson Göteborgsuniversitet.*

Johansson A, 2003. *Vattenanalyser, Laborationsmanual.* Kurs i Vattenvård 10p, Zoologiska Institutionen, Göteborgs Universitet.

Naturvårdsverket, 1983. *Bedömningar och riktvärden för fosfor i sjöar och vattendrag*. SNV PM 1705.

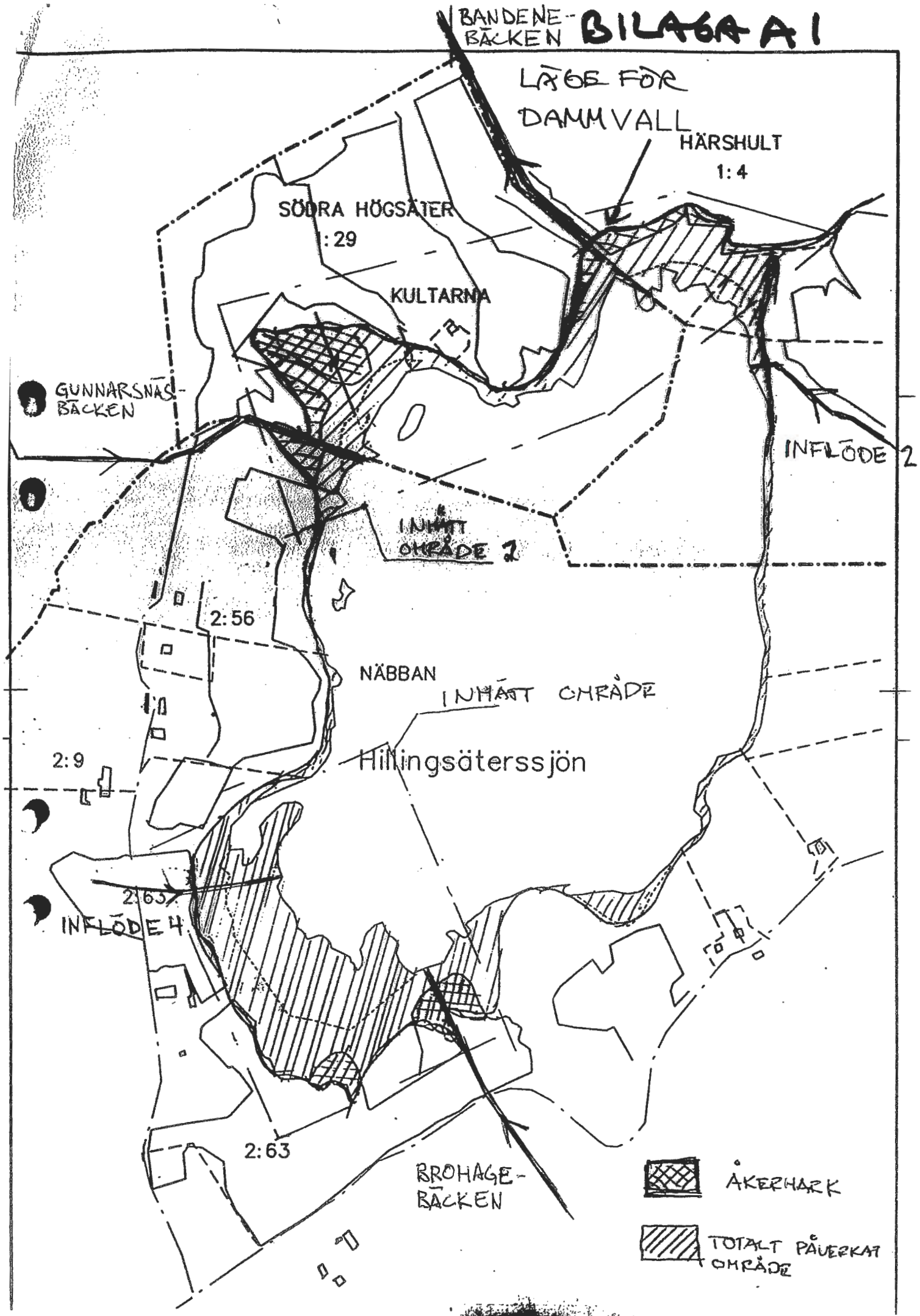
Naturvårdsverket, 2000. *Bedömningsgrunder för miljökvalitet Sjöar och vattendrag.* Naturvårdsverkets förlag 2000.

Nilsson, 1996: *Minnesanteckningar från mötet angående höjningen av hillingsätersjön.*

Projektredovisning, 1998-2001 *Projekt Våtmarker och skyddszoner 1998-2001* Curt Svenland med arbetsgrupp.

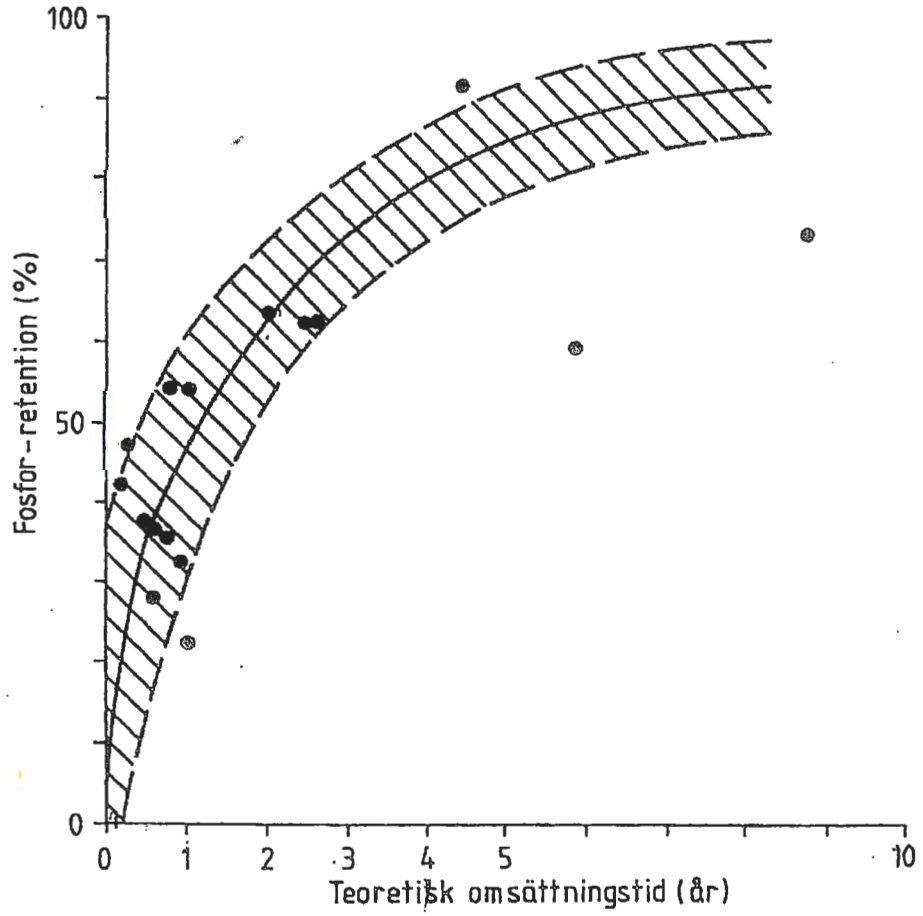
Svenland, 1998: *Förslag till återdämning av Hillingsätersjön,* Curt Svenland, projektledare projekt våtmarker.

Svenland, 1996: *Jordbruket och vattendragen i Färgelanda kommun. Förslag till skyddszoner, våtmarker och andra åtgärder.* Miljö- och hälsoskyddskontoret, Färgelanda Kommun


BILAGA A1
BANDENE-BÄCKEN
LÄGE FÖR DAMMVALL
HÄRSHULT 1:4
SÖDRA HÖGSÄTER :29
KULTARNA
GUNNARSNÄS-BÄCKEN
INFLÖDE 2
INHÄGNAT OMRÅDE 2
2:56
NÄBBAN
INHÄGNAT OMRÅDE
Hillingsätersjön
2:9
2:63
INFLÖDE 4
2:63
BROHAGE-BÄCKEN
ÅKERMARK
TOTALT PÅVERKAT OMRÅDE

BILAGA 2

DIAGRAM FÖR TEORETISKA BERÄKNINGAR AV FOSFOR-RETENTION (NATURVÅRDSVERKET, 1983)



VI

Viksjön/Vassbotten
–en fälla eller källa för fosfor?

Projektarbete Vattenvård 10p, Göteborgs universitet
2005-11-28
Handledare: Ragnar Lagergren
Av: Robert Andersson, Ifan Arfandy, Carl-Johan Månsson och Emil Nilsson

Innehållsförteckning

1. Sammanfattning

Rapporten behandlar fosforbelastning i ett par eutrofierade sjöar i Dalsland. Sjöarna i studien är Viksjön och Vassbotten i Örekilsälvens vattensystem. I området ingår Valboån som sedan länge belastats hårt av jordbruket. Viksjön och Vassbotten har historiskt varit högt belastade av näringsämnen och algblomningar har ofta förekommit.
Genom beräkningar på avrinningområdet kan man undersöka om sjöarna fungerar som fälla eller källa för fosfor och hur olika biflöden till sjöarna påverkar systemet nedströms. Sjöarna fungerar som en källa för fosfor. Åtgärder har förekommit uppströms i systemet men med denna slutsats bör riktade åtgärden även ske i Viksjön och Vassbotten. Sänkning av sjöarna och anläggning av våtmarker föreslås för att minska fosfortransporten nedströms i systemet.

2. Inledning

Viksjön och Vassbotten ingår i Valboåns vattensystem, systemet har sitt huvudsakliga avrinningsområde uppströms Viksjön. Från Viksjön rinner vattnet vidare till Vassbotten genom ett sund som kallas Munkedalsälven. Efter Vassbotten rinner vattnet därefter vidare mot Örekilsälven och kallas återigen Munkedalsälven.
Avrinningsområdet består till stor del av jordbruksmark vilket bidrar till hög näringsbelastning. På många ställen sluttar även denna jordbruksmark vilket leder till snabb ytavrinning. Detta medför att en stor del av de näringsämnen som sprids ut på åkrarna tillförs vattensystemet. Utöver en tillförsel av näringsämnen förekommer även en omfattande erosion av åkermarken i åkanterna vilket ytterligare bidrar till övergödningen. Munkedalsälven mynnar slutligen i Örekilsälven som rinner ut i Gullmarsfjorden. Gullmarsfjorden är Sveriges enda egentliga tröskelfjord med unika biologiska värden. Många arter som förekommer i fjorden återfinns inte i andra svenska kustområden. Fjorden har dessutom en egen torskpopulation och anses som en mycket skyddsvärd miljö. På grund av tröskeln har Gullmarsfjorden dålig vattenutbyte och är därför extra känslig för närsaltsbelastning. Fjorden har också drabbats av algblomningar, som värst 1997 och 1998. Valboån med dess jordbruksdominerade avrinningsområde har pekats ut som den största anledningen till detta. Ett projekt har genomförts för att motverka effekterna. I detta projekt har våtmarker och kantzoner (vegetationszoner i åkerkanter som fungerar som fosfor/kvävefällor) anlagts för att minska närsaltsbelastningen på fjorden. (http://www2.fargelanda.se/vatmarker/)

Viksjön och Vassbotten är dessutom reglerade med en maximal regleringsamplitud på ca 1,5 meter. Denna reglering påverkar vattnets uppehållstid och därmed retentionen av näringsämnen under passagen genom sjöarna. Ett antal djuphålor finns i sjöarna där det är tänkbart att syrefria förhållanden kan uppstå. Fosfor bundet i sedimentet kan då lösas ut och bidra till övergödningen i vattensystemen nedströms. En annan aspekt är att sjöarna håller mycket stora bestånd cyprinider som bökar efter föda i bottenslammet och därmed virvlar upp sediment från vilket näringsämnen kan frigöras.

Viksjön/Vassbottens roll i övergödningsproblematiken i vattensystemet är således inte självklar. Sjöarna kan teoretiskt både vara en fälla och källa för näringsämnen. Tanken med detta projektarbete är att undersöka vilket som är fallet och klargöra vilken roll som småbäckar och djuphålor har för eutrofieringen.

3. Metod

Provtagning av vatten skedde 2005-11-17 på 11 punkter: 4 djuphålor i sjösystemet, 6 inlopp till sjösystemet samt utloppet från Vassbotten till Örekilsälven. Vid djuphålorna togs dubbla prover med hjälp av vattenhämtare, ett en halv meter över botten och ett en halv meter under ytan. Dessutom uppmättes siktdjupet på dessa platser. Vid inlopp samt utloppet hämtades vatten ca en halv meter under ytan direkt genom att flaskan fördes ned under vattenytan. Dubbla vattenprov togs på samtliga punkter. För provpunkters läge se karta (bilaga 1).

Vid provtagning, provpunkt In 4, var inflödet svårt att hitta. Vid den på kartan markerade platsen återfanns träd och ett bälte vass, vattnet var dessutom fruset. Landstigning för att söka efter tillflödet var ej möjligt på platsen. Provet togs därför utanför inflödet. Detta prov indikerar med andra ord troligen ett sjöförhållande. Provresultatet från denna punkt bortses från i beräkningarna av totalfosfor då det inte kan anses vara ett tillflöde till sjön.

Vattenproverna analyserades på lab. med avseende på pH-värde, konduktivitet, alkalinitet, turbiditet, färgkomposition och totalfosforinnehåll. För vidare metodikbeskrivning av dessa analysmetoder se labkompendie (bilaga 2).

pH definieras som den negativa logaritmen av vätejonkoncentrationen (H^+). Mäts med en pH-meter.

Alkalinitet: definieras som vattnets förmåga att uppta protoner, vilket ofta benämns som vattnets buffrande kapacitet. Ju högre alkalinitet desto mer vätejoner kan vattnet ta emot utan att pH-värdet förändras. Alkaliniteten mäts i mekv/l. Mäts med hjälp av titrering med 0,019 M HCl och färgindikator SBV.

Konduktivitet: Detta är vattnets ledningsförmåga och används som ett mått på mängden lösta salter i vattnet. Konduktiviteten mäts i mS/m. Mäts med doppelektrod i prover som värmes till 25° C.

Färgtal: Ett mått på vattnets färg relativt en given brungul färgskala. Används främst som ett mått på vattnets innehåll av humus, järn och mangan. Mäts med en färgkomperator där vattenprovet jämförs med olika bestämda filter.

Turbiditet: Ett mått på vattnets grumlighet, främst lerpartiklar. Mäts som ett relativt absorbansvärde jämfört med ett referensvärde. Anges i FNU. Mäts spektrofotometriskt vid 436 nm med en turbidometer.

Totalfosfor: Vattnets totala fosforinnehåll, med totalt menas löst fosfor samt organiskt bundet fosfor. Mäts i µg/l. Proverna autoklaveras i 120° C under 60 min för att frigöra den bundna fosforn. Därefter blandas proverna med blandreagens innehållande bl.a. askorbinsyra och ammoniummolybdat. Ammoniummolybdat bildar i sur lösning ett gult fosformolybdatkomplex som reduceras till blått komplex av askorbinsyra. Proverna mäts därefter spektrofotometriskt vid 882 nm.

Siktdjup: Mäts med siktskiva och vattenkikare på fritt vatten. Anges i medeltal av antal meter man kan se skivan och antal meter då skivan försvinner ur synfältet.

3.1 Bedömningsgrunder

Naturvårdsverket har producerat en rapport i syfte att underlätta miljökvalitetsbedömning för sjöar. I denna ingår bedömningsmallar för att underlätta jämförelser av uppmätta sjövärden med avseende på ekosystemets kvalitet och avvikelse från ett jämförvärde som i de flesta fall representerar ett "naturligt" tillstånd för sjön (Naturvårdsverket 2000). Dessa jämförvärden klassindelas från 1-5, i diagrammen nedan läggs olika klasser in för att visa tillståndet i sjösytemet med avseende på vald parameter.

4. Resultat

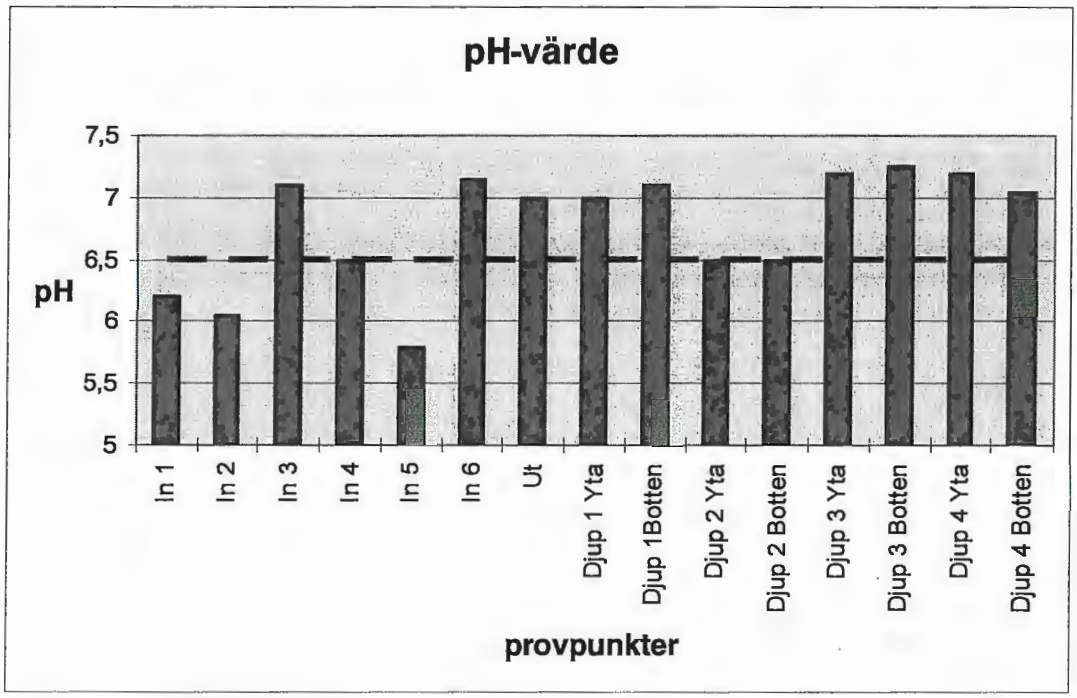
Nedan redovisas en tabell på vattenkemin vid de olika provpunkterna.

Tabell 1. Kemiska och fysikaliska värden vid de olika provpunkterna.

Provpunkt	pH	Alkalinitet mekv/l	Konduktivitet mS/m	Färgtal mgPt/l	Turbiditet FNU	Totalfosfor ug/l
In 1	6,2	0,09	9	50	13	8,52
In 2	6,1	0,07	6,5	60	36,7	14,20
In 3	7,1	0,22	8,2	40	1,6	9,94
In 4	6,5	0,37	11,2	50	68,9	46,17
In 5	5,8	0,07	6,9	60	26	17,76
In 6	7,2	0,52	11	70	70,1	44,74
Ut	7,0	0,26	9,5	70	58,9	45,46
Djup 1 Yta	7,0	0,38	10,5	70	62,8	44,03
Djup 1Botten	7,1	0,28	9,8	70	63,1	41,19
Djup 2 Yta	6,5	0,10	7,7	70	45,5	22,02
Djup 2 Botten	6,5	0,10	7,7	70	49,6	27,70
Djup 3 Yta	7,2	0,26	11	80	69,1	44,74
Djup 3 Botten	7,3	0,48	11	70	76,6	56,11
Djup 4 Yta	7,2	0,38	10,7	60	72,6	42,61
Djup 4 Botten	7,1	0,30	9,9	70	83,8	49,01

4.1 pH

Det lägsta pH-värdet låg på 5,8 vid provpunkt In 5 vilket klassas som surt. Det högsta låg på 7,3 i provpunkt Djup 3 Botten. Värdena skiljer sig mellan olika inflöden, inflöden/sjön och olika sjöpunkter.



Figur 1. Uppmätta pH-värden. Strecket (6,5) visar nedre gräns för klass 2, svagt surt enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

4.2 Alkalinitet

Alkaliniteten varierar starkt mellan olika provpunkter. Tre av inflödena ligger under gränsvärdet för god buffertkapacitet enligt Naturvårdsverket. Även två av sjöproverna ligger under denna gräns. Högsta alkalinitetsvärdet ligger på 0,523 mekv/l vid provpunkt In 6. Den lägsta buffringskapaciteten ligger på 0,065 mekv/l vid provpunkt In 5. Provpunkt Djup 2 har väldigt låg alkalinitet jämfört med övriga sjöpunkter.

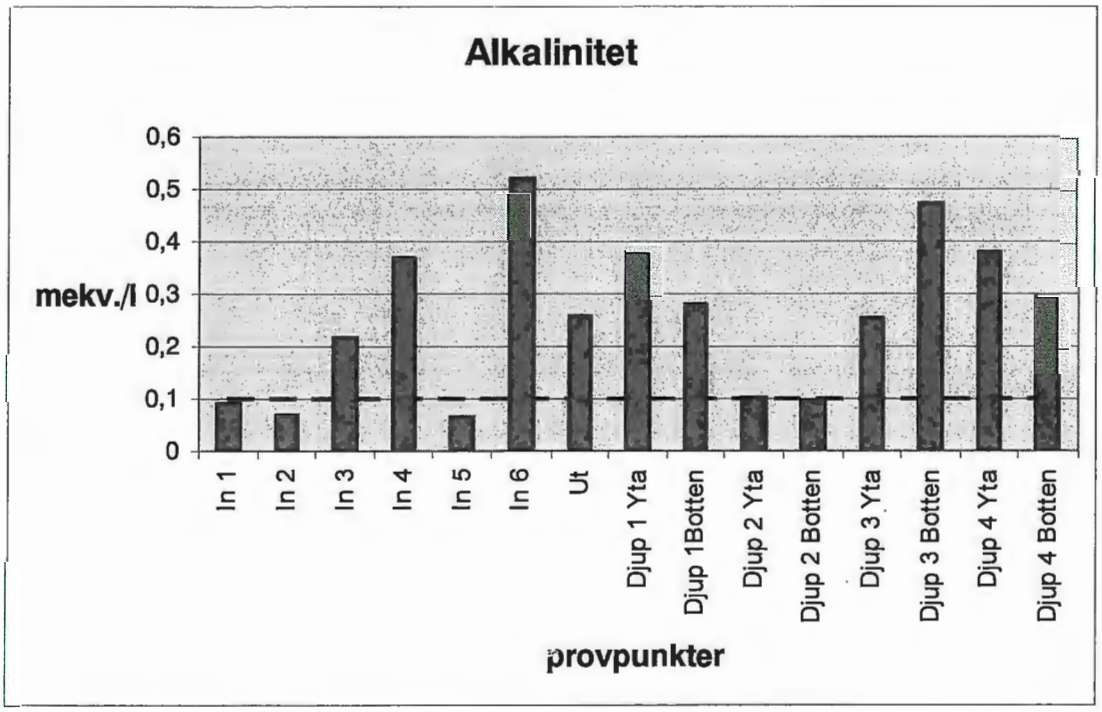
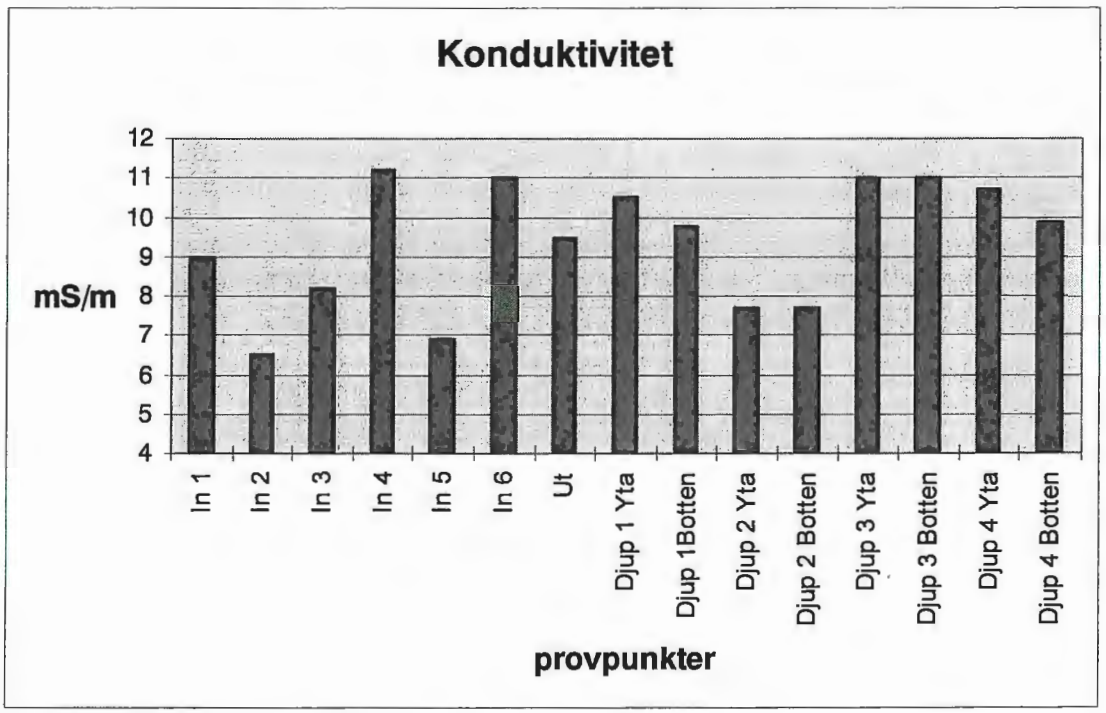


Fig. 2. Uppmätta alkalinitetsvärden. Strecket (0,10) visar nedre gräns för klass 2, god buffertkapacitet enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

4.3 Konduktivitet

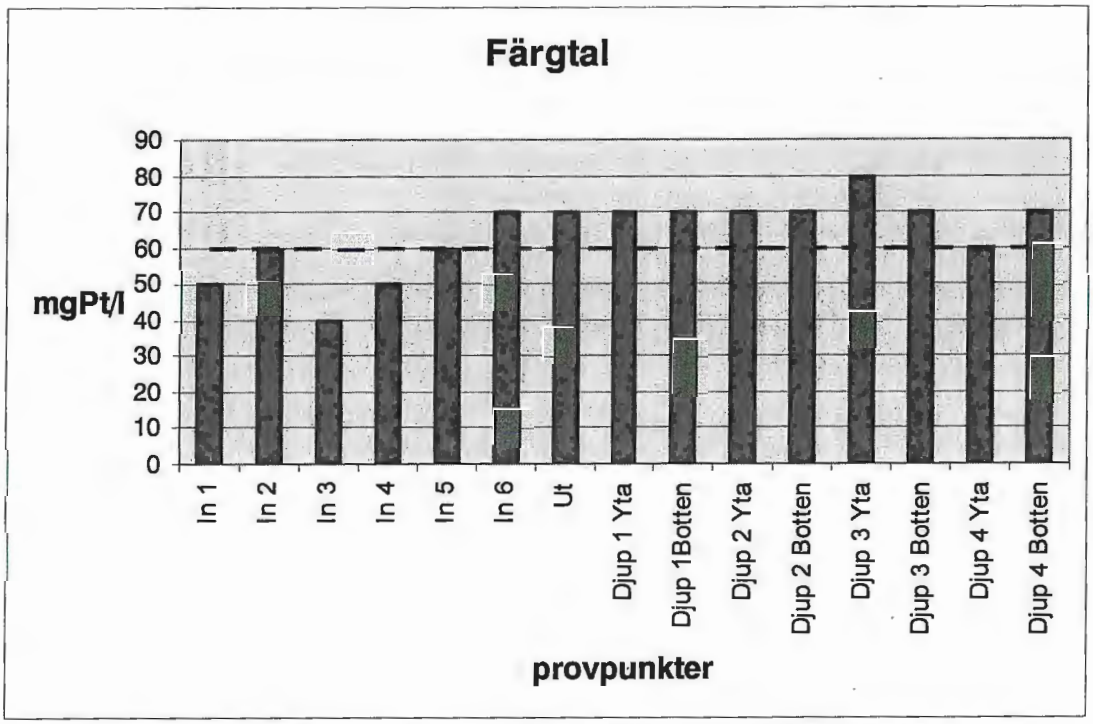
Konduktiviteten varierar mellan proverna. Lägsta värdet uppvisar In 2 och högsta värdet uppvisar In 4. Bedömningsgrund för konduktivitet saknas. Precis som för alkalinitet uppvisar provpunkt Djup 2 lägre konduktivitet än övriga sjöpunkter.



Figur 3. Uppmätta konduktivitesvärden i mS/m.

4.4 Färgtal

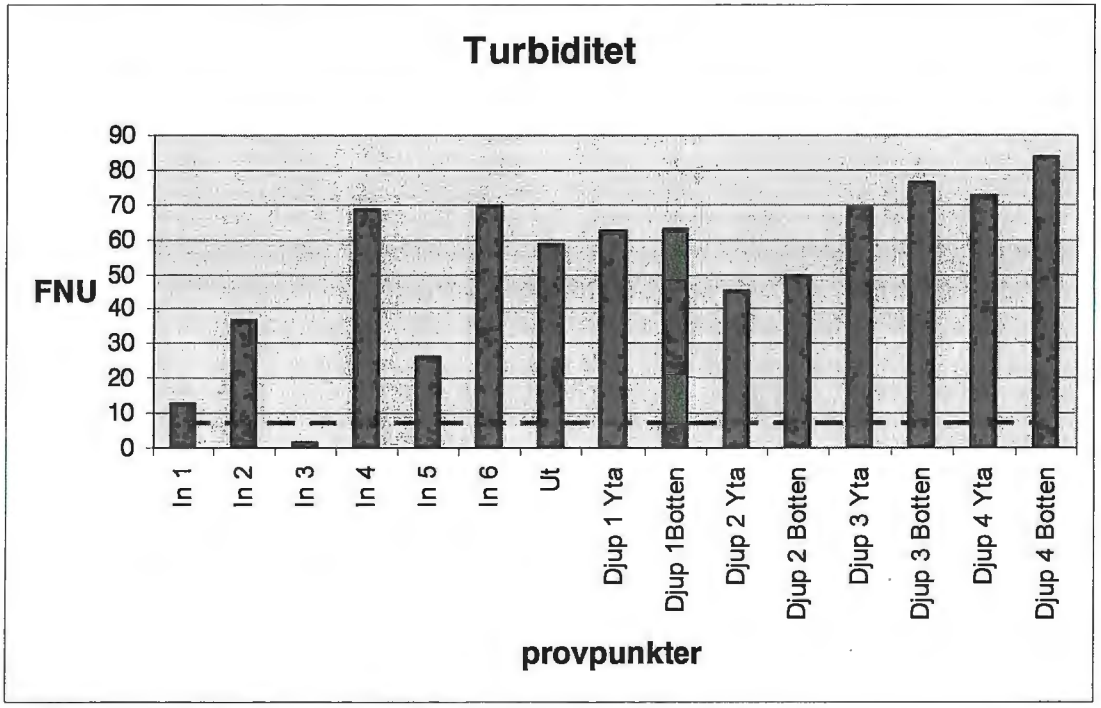
Färgtalet varierar marginellt. Det är främst de olika inloppen som skiljer sig åt. Färgtalet i sjöpunkterna indikerar på betydligt färgat vatten.



Figur 4. Uppmätta färgtal. Strecket (60) visar undre gräns för klass 4, betydigt färgat vatten enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

4.5 Turbiditet

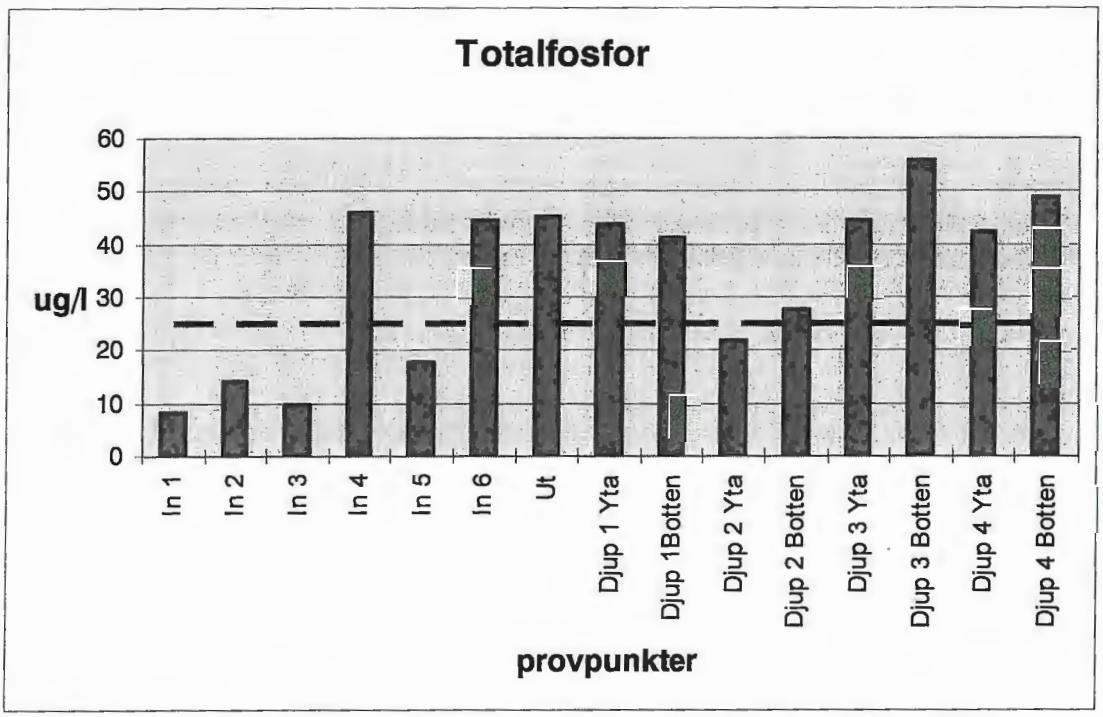
De turbiditetsvärden som är lägst härör från inflöden medan sjöns prover har högre turbiditet. Samtliga provpunkter förutom In 3 ligger långt över 7,0, starkt grumligt vatten. Turbiditetsvärdena är i allmänhet väldigt höga.



Figur 5. Uppmätta turbiditetsvärden. Strecket (7,0) visar undra gräns för klass 5, starkt grumligt vatten enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

4.6 Totalfosfor

Det högsta fosforvärdet fanns vid punkt Djup 3 Botten (56,1 µg/l), vilket innebär mycket hög halt. Lägsta värdet är vid punkten In 1 (8,5 µg/l), som är ett inflöde till sjön.. Fyra av sex inflöden ligger under Naturvårdsverkets gräns för hög fosforhalt. Endast ett värde i sjön, Djup 2 Yta, ligger under detta gränsvärde.



Figur 6. Uppmätta totalfosforvärden. Strecket (25) visar övre gräns för klass 3, höga halter i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

4.7 Siktdjup

Siktdjupet var genomgående litet. Samtliga värden hamnar i klass 5, mycket litet siktdjup enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

Tabell 2. Siktdjup

Provpunkt	Siktdjup (m)
Djup 1	0,7
Djup 2	0,75
Djup 3	0,65
Djup 4	0,65

4.8 Jämförelsestudie över totalfosforvärden i utflödet ur Viksjön, 1992-1997 och 2005.

Tabell 3. Uppmätta fosforvärden i utflödet ur Viksjön. Cirkavärden tagna ur Svensson 1997.

År	MaxvärdeTot-P µg/l	Minivärde Tot-P µg/l
1992	125	50
1993	125	25
1994	225	25
1995	220	30
1996	60	30
1997	230	20

Den provpunkt 2005 som ligger närmast provpunkten 1992-1997 är provpunkt Djup 3 där halterna låg på 44 µg/l vid ytan och 56 µg/l vid botten.
Medelvärdet för proverna 1992-1997 låg på 71µg/l.

Det är svårt att göra jämförelser mellan prover 2005 och de som gjorts tidigare då proven 2005 endast är tagna vid ett tillfälle. Av tabellen ovan ser man att de uppmätta värdena fluktuerar en hel del mellan max-min (Svensson 1997).
Det kan vara så att fosforbelastningen minskat något som ger skillnader i dessa provvärden. Troligen speglar dock värdena endast rumsliga och tidsmässiga skillnader mellan olika provtillfällen. Dock ser man att Viksjöns fosforvärden har extrema toppar som direkt kan spegla eutrofiering och indirekt skillnader i väderlek och algblomningar. I Naturvårdsverkets bedömningsgrunder klassas värden över 100 µg/l som extremt höga.

4.9 Beräkning av fosforbelastning

Nedan beräknas fosforbelastningen med hjälp av avrinningsområdenas storlek och data från provtagningen.

Avrinningsområdenas areor (km^2):

Utlopp Vassbotten: 594,5 (100%)
Valboåns inflöde i Viksjön: 500,6 (84,2%)
Differens: 93,9

Biflöden som mynnar i Viksjön/Vassbotten:

Rölandaån: 25,1 (4,2%)
Stenebybäcken: 19,4 (3,3%)
Vågsäterbäcken: 17,6 (3,0%)
Summa: 62,1 (66,1% av tillflöde till Viksjön/Vassbotten efter Valboån)

Bäck i Vassbotten: <7,8 (<1,3 %)

Avrinningsområdes area för just denna bäck är ej känt, siffran är arean på det avrinningsområde där den ingår. Även andra mindre bäckar ingår i detta. (SMHI 1996)

Uppmätta Fosforhalter (µg/l):

Utlopp Vassbotten (Ut): 45,45
Valboåns inflöde i Viksjön (In 6): 44,74
Rölandaån (In 2): 14,20
Stenebybäcken(In 5): 17,76
Vågsäterbäcken (In 3): 9,94
Bäck i Vassbotten (In 1): 8,52

Flöden vid referenspunkt i Ellenösjön utlopp(m^3/s):

Ett standardflöde beräknas för en känd punkt i avrinningsområdet, Ellenösjöns utlopp, baserat på flödesmedelvärden från 6 år. (KM Lab Miljökontroll 1997) samt (Alcontrol Laboratories 2000)

1994: 8,9
1995: 7,6
1996: 5,4
1997: 6,1
1998: 8,9
1999: 11,2
Medel: 8,02

Arean för området medelvärdet är beräknat på är 451,3 km^2 (SMHI 1996)
Vilket ger att 1 km^2 avrinningsområde bidrar till 0,018 m^3/s flöde.

Beräkning av bidrag av fosfor

Genom att kombinera ovanstående data är det möjligt att beräkna samtliga ingående vattendrags fosforbidrag, samt totala mängden fosfor ut ur systemet.

Utlopp Vassbotten: 480 mg/s (15,1 ton/år)
Valboåns inflöde i Viksjön: 398 mg/s (12,6 ton/år)
Rölandaån: 6,3 mg/s (0,2 ton/år)
Stenebybäcken: 6,1 mg/s (0,2 ton/år)
Vågsäterbäcken: 3,1 mg/s (0,1 ton/år)
Bäck i Vassbotten: <1,2 mg/s (0,04 ton/år)

Ungefär 30% av avrinningsområdena som leder till Viksjön/Vassbotten förutom Valboån finns inte med i beräkningarna. Ett medelvärde på fosforförlust för övriga biflöden kan användas för att räkna fram ett ungefärligt bidrag från dessa.

Medelvärde fosforförlust: 0,25 mg/km^{2}s.
Bidrag från övriga biflöden: 4,7 mg/s (0,15 ton/år)

Summa inflöden: 13,29 ton/år
Skillnad mellan utlopp och inkluderade inflöden: 1,81 ton fosfor/år

Noterbart är att <33,9 % av tillrinningen till Viksjön/Vassbotten exkluderat Valboån saknas och utgörs av övriga tillflöden till sjöarna. De >66,1 % som är med i beräkningen förklarar endast 20% av det fosfor som tillkommer längs sjösystemet, återstår alltså 80% fosfor (1,96 ton/år) att förklaras från <33,9 % externa diffusa källor plus eventuell intern källa.

5. Diskussion

5.1 pH och alkalinitet

Sjösystemet visar inga tecken på att vara försurat, alkaliniteten är också relativt god. De mindre inflödena är lite surare (runt pH 6) men eftersom flödena i dessa är såpass låga späds detta ut i sjön.

5.2 Färgtal, turbiditet och siktdjup

Vattnet är starkt färgat, detta beror troligen på humusämnen och lera från Valboån och övriga tillflöden. Tilläggas kan att det hade blåst rejält tiden innan provtagningen och humus och lera kan då virvla upp i vattenmassorna.
Turbiditeten uppvisar extremt höga värden, även detta kan bero på de starka vindarna innan provtagningen.
Siktdjup beror på en kombination av färgtal och turbiditet, eftersom bägge dessa var väldigt höga är det naturligt att siktdjupet var så lågt som det var.

5.3 Fosfor

Fosforberäkningarna visar att sjösystemet släpper ifrån sig mer fosfor än vad som tillförs via de undersökta inflödena. <33,9 % av tillrinningen till sjöarna återstår att mäta (Valboån exkluderat), detta är mindre diffusa tillflöden som ej ingick i undersökningen. De inflöden som undersöktes förklarade enbart 20 % av det extra fosfor som tillkommer längs sjösystemet. Att de återstående vattendragen skulle stå för resten av fosforn är inte troligt. Sjön kan därav anses vara en intern fosforkälla i systemet. Detta medför att fosforreducerande åtgärder i Viksjön/Vassbotten kan få positiva effekter längre ned i systemet.

Valboåns fosforhalt låg i samma storleksordning som mätpunkterna i sjöarna. De mindre inflödena har däremot lägre halter. Tanken med att mäta fyra djuphålor längs sjösystemet var att undersöka om någon form av trend i fosforhalt kunde utläsas från Valboåns inlopp i Viksjön till utloppet. Djup 4 ligger närmast inloppet och djup 1 närmast utloppet. En

trend kunde vara att värdena ökade succesivt från 4 till 1 och djuphålorna fungerade som källor. Om syrebrist råder kan värdena dessutom väntas vara högre vid botten än vid ytan. Resultaten gav inga trender av något slag. En provpunkt (2) har anmärkningsvärt låga halter jämfört med övriga, denna befinner sig mittemot inlopp 2 som är ett kraftigt vattenfall med låg fosforhalt, en utspädningseffekt verkar trolig här.
Utöver denna extrempunkt har djuphålan närmast utloppet de lägsta fosforhalterna, det kan alltså inte läggas fast att fosforhalterna ökar längs med djuphålorna.
Värdena är högre vid botten än vid ytan i 3 av 4 fall vilket kan vara ett tecken på att fosfor löses ut vid botten. Djuphålorna kan alltså verka som fosforkällor men inte på det enkla sätt som föreslogs ovan. Troligen samverkar effekter från djuphålor med andra effekter såsom bökning av cyprinider över hela sjöarean och diffusa utsläpp.

5.4 Åtgärdsförslag

Våtmarker och kantzoner

Projektet som pågår i vattensystemet med anläggande av våtmarker bör utökas med fler och effektivare våtmarker. Markägare bör anlägga kantzoner vid åkrar som gränsar till vattendrag ingående i systemet.

Biomanipulation

Detta innebär att man går in och påverkar näringsväven för att nå en önskad effekt (top-down regulation). I detta fall trålar man efter cyprinider för att gynna djurplankton och predatorarter som gös och abborre.

Biomanipulation ger snabb effekt av flera orsaker:

1 Biomassaförlust, upptagen fisk innehåller fosfor som försvinner ur systemet för gott.
2 Bökning minskar, mindre fosfor i sedimentet virvlas upp och görs tillgängligt.
3 Mindre fekalier, tillförseln av fosfor minskar och dessutom bidrar fekalier till grumling av vattnet, vilket försvårar etablering av makrofyter.
4 Djurplanktonmängden kan få ett snabbt uppsving när en stor del av predatorerna fiskas upp, djurplankton kommer beta av växtplanktonsamhället, vilket ger mindre grumligt vatten (ökat siktdjup) och eventuellt även syrerikare bottnar.
5 Makrofytetablering underlättas, vilket binder sediment, tar upp fosfor och minskar turbulensen i vattnet vid botten.

Biomanipulation har vid försök i Finjasjön gett reducering av fosforhalter som lett till att sjön har gått från fosforkälla till fosforfälla. Dock har fiskbestånden en tid efter manipulationen återhämtat sig (http://www.hassleholmsvatten.se/pdf/som-01.pdf).

Biomanipulation har prövats som åtgärd högre upp i vattensystemet (Ellenösjön). Det kalkylerades då med att 75% av cyprinid-bestånden behövde fiskas ut för att få en varaktig effekt. På grund av svåra bottenförhållanden (sjunktimmer) fångades endast 10% av bestånden och ingen varaktig förändring uppnåddes. Även Viksjön och Vassbotten är

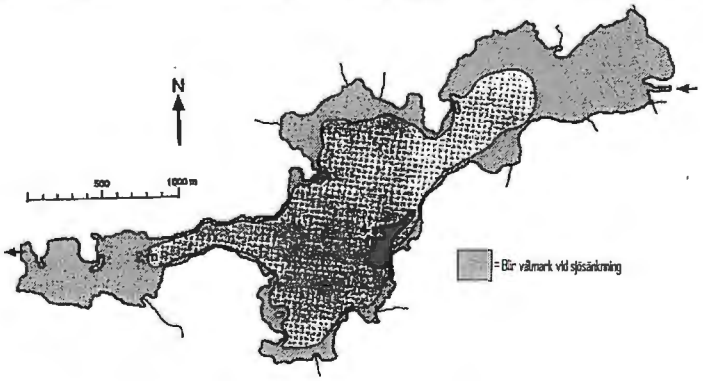
gammal flottled och detta i kombination med att sjöarna är relativt grunda gör att de troligtvis är svårtrålade (http://www.ma.slu.se/IMA/Publikationer/internserie/2004-21.pdf).

Ett annat problem med att försöka fiska ur Viksjön är att fisk från Valboån troligen skulle vandra ut i sjön när fiskbestånden i sjön minskar. Man måste därför fiska kontinuerligt för att få ned bestånden och nå effekt.

Trots svårigheterna hade det varit önskvärt med seriösa biomanipulationsförsök i Viksjön och Vassbotten, förhoppningsvis kan resultat liknande dem i Finjasjön uppnås.

Sänkning av Viksjön

Viksjön och Vassbotten är reglerade med en amplitud på 1,5 m. Stora delar av Viksjön har ett djup under 2 meter. Genom att konstant hålla sjöarna på den lägsta regleringnivån friläggs stora bottenytor där våtmarksanläggning kan ske. Vatten kan ledas upp i kanaler från djupfåran i mitten av sjön. Utjämning av gammal sjöbotten och utplantering av makrofyter bör ske för att få väl fungerande våtmarker. Eventuellt kan plantering ske av snabbväxande växter som kan skördas och bortföras från sjön. Denna växt bör både ha en hög tillväxt och ett högt näringsupptag, samt gärna vara lättskördad. Detta eliminerar fosfor på samma sätt som biomanipulationen gör det. Dessutom bidrar våtmarken till ökad biologisk mångfald. Våtmarken blir stora grundområden där olika fågelarter trivs. Sjöyta som inte blir våtmark blir grundare och kan koloniseras av makrofyter.
En kombination av biomanipulation (fisktrålning), makrofytplantering och sjösänkning borde kunna optimeras för att nå hög effekt av fosforreducering. En lyckad biomanipulation ger snabb respons i form av ökat siktdjup enligt tidigare resonemang. Detta ökade siktdjup är en förutsättning för lyckad makrofytetablering. Största avsnitten sammanhängande våtmark kommer hamna i inloppet och utloppet av Viksjön, möjligen kan även stora delar av Munkedalsälven mellan sjöarna göras till våtmark då den håller ett medeldjup under 3 meter. Om detta inte är möjligt kan omfattande makrofytplanteringar göras i Munkedalsälven. Ovanstående åtgärder skapar ett brett fosforreducerande bälte som vattnet passerar på sin väg från Valboån till Örekilsälven. Vassbotten är en djupare sjö och mängden våtmark kommer bli mindre i denna.
Kartan visar djup under 2 meter som bör vara möjliga att göra till våtmark vid sänkning.



Figur 7. Våtmarkskarta vid sjösänkning

5.5 Slutsatser

Viksjön tar emot höga halter fosfor från Valboån, dessutom tillkommer en stor mängd fosfor som tycks komma från en intern källa i sjöarna. Med Viksjön och Vassbotten som källa för näringsämnen borde riktade åtgärder vidtas i sjöarna för att minska belastningen till den unika Gullmarsfjorden.

6. Referenser

SMHI, Avrinningsområden i Sverige Del 4. Vattendrag till Västerhavet, 1996.

KM Lab Miljökontroll, Valboån och Lerdalsälven 1994-96, 1997.

Alcontrol Laboratories, Örekilsälven 1997-99, 2000.

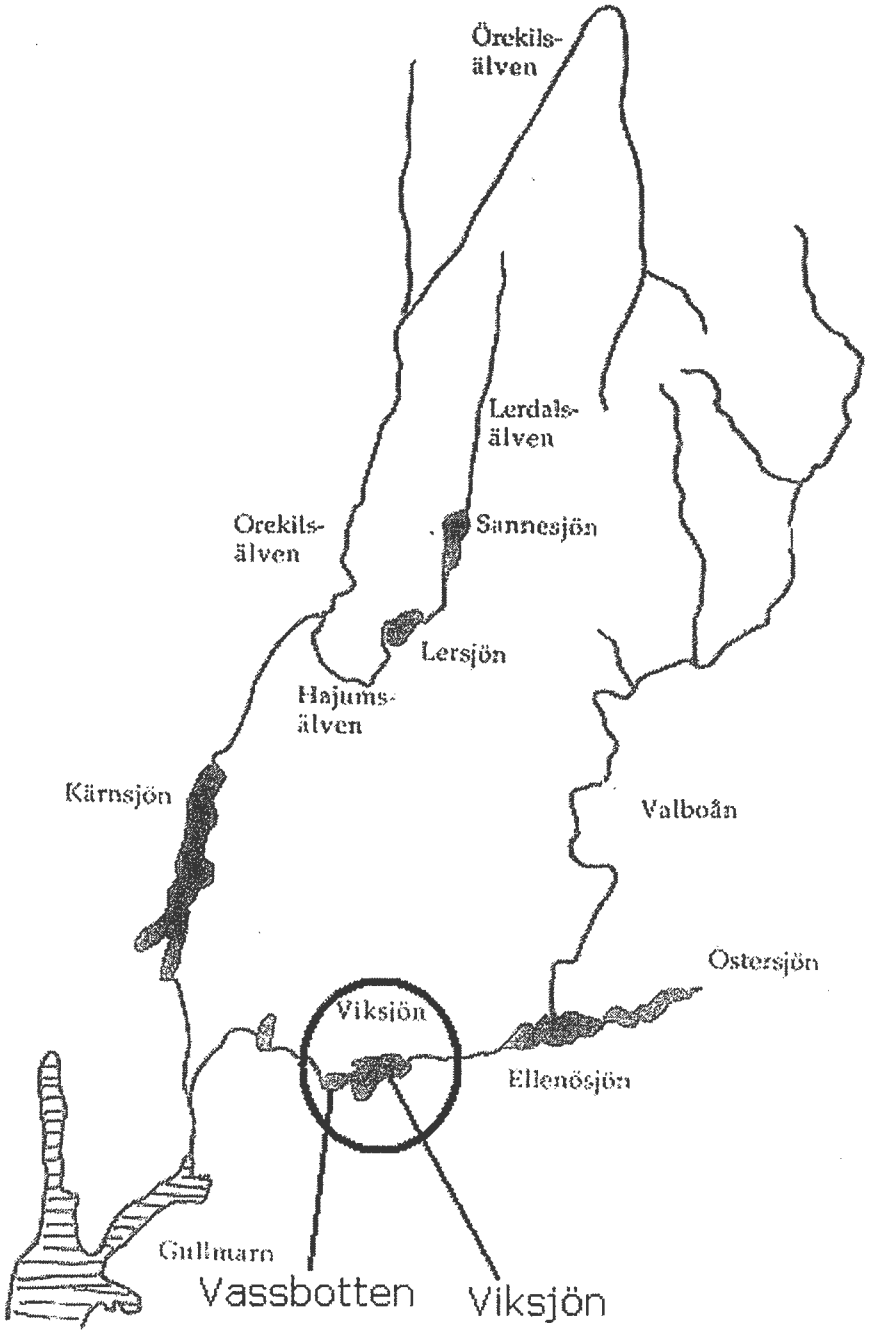
Jan-Erik Svensson, Närsalter och plankton i Viksjön, 1997.

Naturvårdsverket, Bedömningsgrunder för Miljökvalitet Sjöar och vattendrag, Rapport 4913, 2000.

http://www2.fargelanda.se/vatmarker/

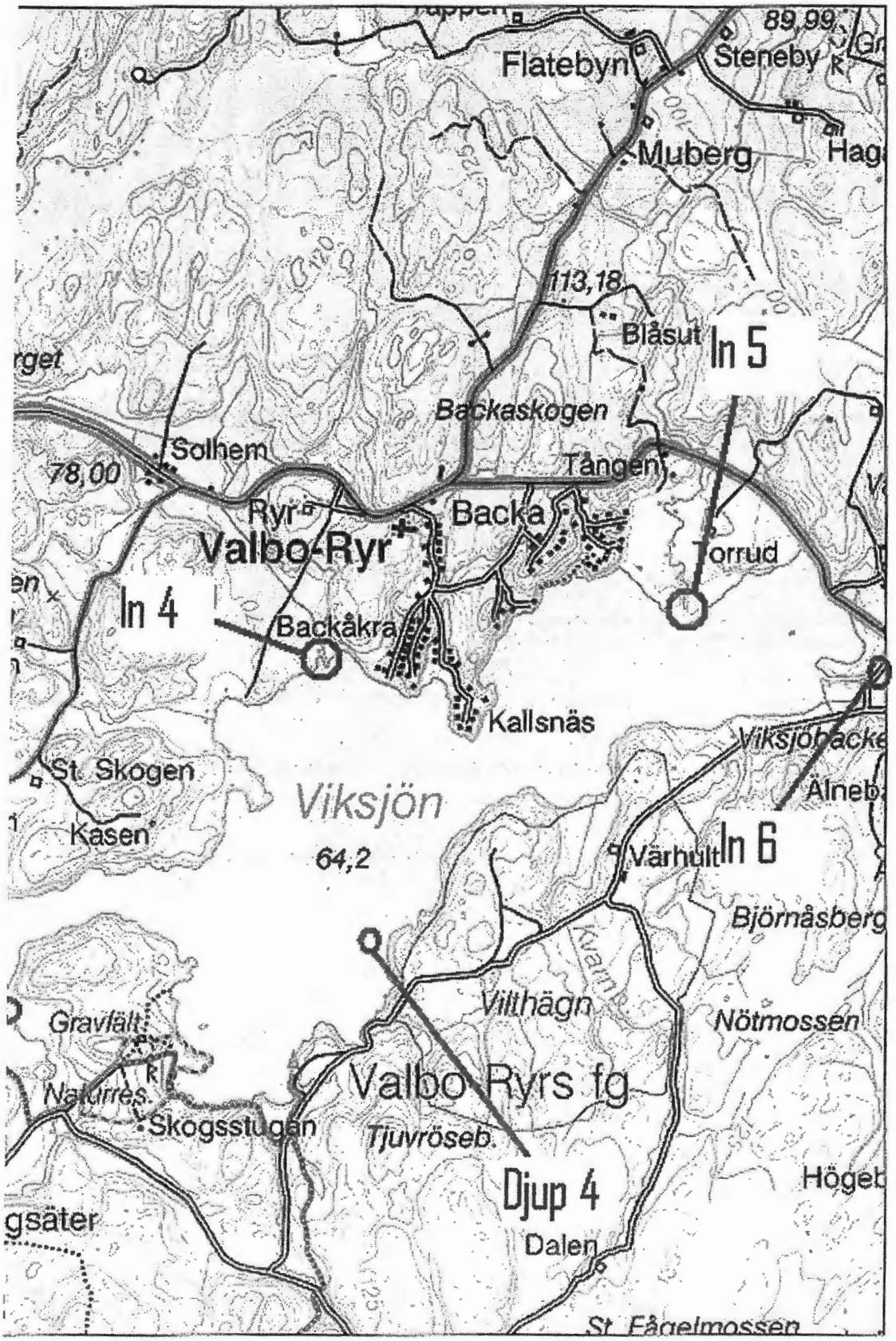
http://www.hassleholmsvatten.se/pdf/som-01.pdf

http://www.ma.slu.se/IMA/Publikationer/internserie/2004-21.pdf



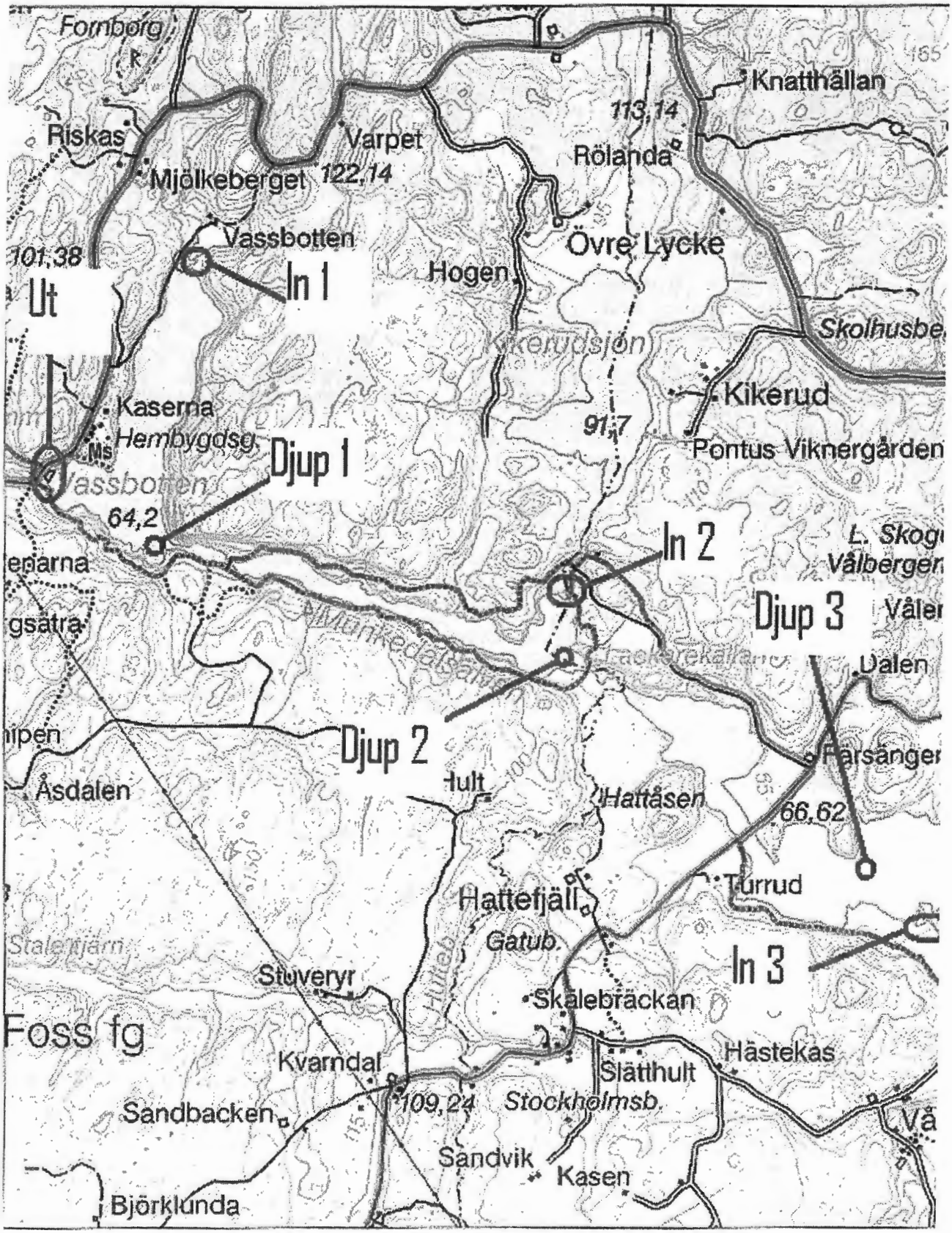
Örekilsälvens vattensystem

punkter



Ursprung: o_gron.rik

Bilaga 1. Karta över områdets sjöar och prov

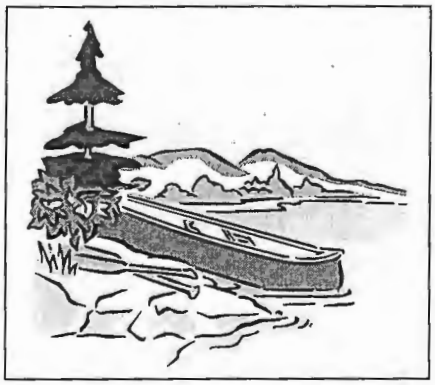


X=6489315m Y=1261875m

VII

2005-11-24
Vattenvård, 10 p
Göteborgs Universitet
Handledare: Ragnar Lagergren

Undersökning av bottenfauna i Viksjön och Vassbotten HT – 05



Av: Matilda Chocron, Charlotte Lagerstedt,
Rose-Marie Landin Nilsen och Catharina Rödin

Sammanfattning

Studenter på kursen Vattenvård, 10p vid Göteborgs universitet gjorde HT – 05 en undersökning av bottenfaunasamhället i Viksjön och Vassbotten som ligger i Munkedals kommun. Området har jordbruksmark som genom avrinning påverkar vattenkvaliteten i sjöarna. Gullmarsfjorden befinner sig nedströms och får därmed ta emot stora mängder näringsämnen och organiskt material uppströms. Gullmarsfjorden har stora naturvärden och därmed viktigt att bevara. Genom att undersöka bottenfaunan Viksjön och Vassbotten kan en bild av hur förhållandet är uppströms och därmed hur det kan tänkas påverka Gullmarsfjorden.

En ekmanhämtare användes för att hämta upp sedimentprover, dessa konserverades i sprit och undersöktes på laboratorium. Bottenfaunans diversitet, antal och ett O/C- index beräknades. O/C- indexet var högre i Viksjön än Vassbotten. Detta visar att syreförhållandet är sämre i Viksjön, möjligen är även belastningen av organiskt material större. Vassbotten är djupare och kan tänkas ha mer syrgas att förbruka vid nedbrytning. Geografiskt sträcker sig Vassbotten bort från strömmen från Munkedalsälven. Strömmarna kan hjälpa till att syresätta bottnarna inom provtagningsområdet.

Musslor hittades på två provplatser i Vassbotten. Dessa kan indikera att syreförhållandet är bättre då de behöver syre för att överleva. Storleken på musslorna visar på hög ålder och därför bör syrgas funnits i området under en längre tid.

Bottenbökande fisk har tidigare hittats i området och dessa kan genom predationstryck påverka bottenfaunan. Eftersom inga tidigare undersökningar gjorts som visar på att predationstryck förekommer är det svårt att dra några slutsatser om predationstryck. De prover som hade få/inga organismer kan antas bero på syrebrist, därmed kan fosfor läcka ut från sedimentet.

Inledning

Vassbotten och Viksjön är sammanlänkade med Munkedalsälven som sedan mynnar ut i Örekilsälven och vidare ut i Gullmarsfjorden. Gullmarsfjorden i norra Bohuslän är Sveriges enda egentliga tröskelfjord. Den har ett rikt och delvis unikt växt och djurliv. På grund av sin tröskel, som hindrar vatteninströmning, är Gullmarsfjorden extra känslig för föroreningar.

Fosfor är oftast det begränsande näringsämnet i sjöar. Erosion från omkringliggande jordbruksmarker står för den största källan av fosfor och läckage från jordbruket bidrar med stora mängder kväve. Tillskott av dessa näringsämnen ger ökad primärproduktion vilket ger ökad nedbrytning som förbrukar syre, vilket kan leda till syrebrist på botten och som en konsekvens av detta kan fosfor läcka ut. En ökad mängd fosfor kan i sin tur öka primärproduktionen ytterliggare. Årsnederbörden är en av de största i landet, vilket starkt bidrar till erosion och ökat kvävenedfall från luften. Detta ger ökad grumlighet i vattnet och sämre förutsättningar för makrofyter. Glesbygdsamhället i området resulterar i många enskilda avlopp med sämre rening än kommunala avlopp, vilket bidrar till ytterliggare fosfor utsläpp. På senare år har dock dessa utsläpp förbättrats med hjälp av fosfatfria tvättmedel och urbanisering. (Örekilsälven 1997-99, 1999)

Syftet med undersökningen är att med hjälp av bottenfaunaundersökningen och ett O/C - index ta reda på syrgastillståndet i bottensedimentet i Viksjön och Vassbotten.

Genom att ta fram ett O/C - index som anger förhållandet mellan antalet fåborstmaskar (*Oligochaeta*) och fjädermygglarver (*Chironomidae*) erhålls ett mått på syrgasförhållandena och graden av organisk belastning på bottnarna.

Frågeställningar som behandlats:
Hur kan sammansättningen av bottenfauna visa på om området har syrebrist?
Hur visar bottenfaunadiversiteten på bottenförhållandet i Viksjön respektive Vassbotten?
Förekommer fosforläckage på grund av syrgasförhållandena i bottensedimentet?

Metod

Material: Ekmanhuggare (0,0215 m^2), såll med 0,5 mm maskstorlek, sprutflaska, ekolod, etanol (95,5%), karta över Vassbotten och Viksjön samt trettio burkar med lock.

Vassbotten har en yta på 0,67 km^2 och har ett maxdjup på 18 m. Viksjön har en yta på 2,65 km^2 och ett maxdjup på 7,5 m (bilaga 3 och 4). Provplatser valdes slumpvis ut, 15 stycken i Vassbotten och 15 stycken i Viksjön. Detta gjordes genom att kartor förseddes med numrerat rutnät över djupområdena i sjöarna. X och Y koordinater slumpades fram ur slumptalstabell. För att komma till provplatserna användes motorbåt. Ekmanhuggaren sänktes ned till botten i öppet läge. När ett lod släpptes ned stängdes huggaren och ett sedimentprov kunde halas upp. Djupet erhölls genom avläsning av ekolodet. Sedimentet sållades på plats i båten. Provet förvarades sedan i en burk som då innehöll 70% etanol (95,5%) och 30% sediment och vatten.

I ett laboratorium undersöktes sedan proverna under en stereolupp och samtlig bottenfauna som hittades art- eller familjbestämdes (Vad jag finner i å och sjö 2000, Handbok om strömmande vatten, 2002 och Aquatic insects of North Europe, 1997). Antalet *Oligochaeta*

räknades och *Chironomidae* klassificerades till tre underfamiljer: *Chironominae, Orthocladinae* och *Tanypodinae* som också räknades. Individtätheten per sedimentprov beräknades per m^2.

O/C- index beräknas som individtätheten av *Oligochaeta* dividerad med individtätheten av *Oligochaeta* och sedimentlevande *Chironomidae* (*Chironominae* och *Orthocladinae*), uttryckt som procent. *Tanypodinae* används inte i beräkningarna av O/C - index då denna inte är bottenlevande, då den inte är lika känslig för syrebrist vid botten. *Oligochaeta* anses vara mer tolerant för syrebrist och/eller belastning av organiskt material än *Chironomidae* och därmed kan ett O/C – index berätta något om syreförhållandet i sjön. Vid bedömningen används djupkorrigerande värden, vilka erhålls genom att procenttalet divideras med provtagningsdjupet. Sjöarnas bottenfaunasamhälle klassificerades enligt:

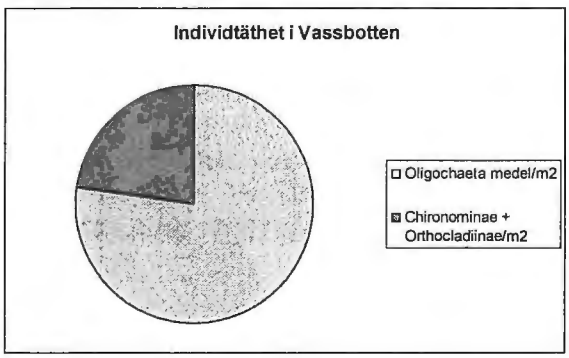
Klass	Benämning	O/C-index
1	Mycket lågt index	≤ 0,5
2	Lågt index	0,5 – 4,7
3	Måttligt lågt index	4,7 – 8,9
4	Högt index	8,9 – 13
5	Mycket högt index	> 13

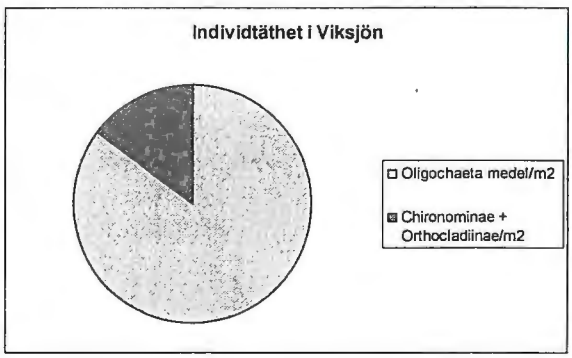
(Sjöar och vattendrag 2000)

Resultat

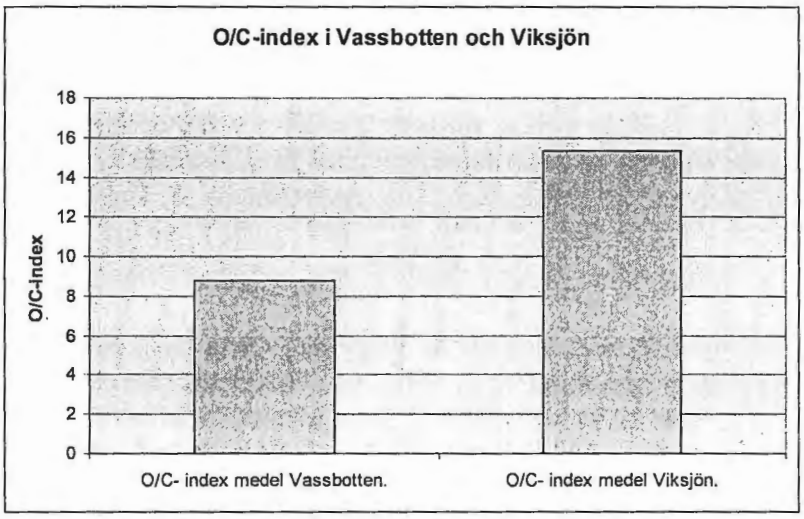
Efter undersökning av proverna ur Vassbotten och Viksjön erhölls information om artsammansättningen i bottensedimenten på olika djup (se bilaga 1). I Vassbotten hittades fåborstmaskar (*Oligochaeta*), fjädermygglarver (*Chironominae, Tanypodinae, Orthocladiinae*), svidknottlarver (*Ceratopgonidae*), planktonmygglarver (*Chaoborus*), dammusslor (*Anodonta*), rundmaskar (Nematoda), tagelmaskar (*Gordius aquaticus*). I Viksjön visade provtagningen på en något lägre diversitet då inga musslor och tagelmaskar hittades i proverna.

Individtätheten (se bilaga 2 och pajdiagrammet nedan) i Vassbotten av *Oligochaeta* var 273 /m^2 och av *Chironomidae* 81 /m^2. I Viksjön var det 373 *Oligochaeta* /m^2 och 65 *Chironomidae* /m^2.





O/C- index (se bilaga 2 och stapeldiagrammet nedan) visar på dominans av *Oligochaeta* i sjöarna. Viksjön hade ett högre O/C-index än Vassbotten (8,77 respektive 15,30), det vill säga större dominans av *Oligochaeta*.



Enligt Naturvårdsverkets klassning bedömdes Vassbotten ha ett måttligt lågt O/C-index medan Viksjön hade ett mycket högt O/C-index.

Diskussion

Sammansättningen av bottenfaunan skilde sig åt i de båda sjöarna och ett O/C – index visar hur detta kan säga något om syreförhållandet i de båda sjöarna. O/C- index klassificeras som mycket högt i Viksjön och i Vassbotten som måttligt lågt. Viksjön har således dominans av *Oligochaeta* det vill säga lägre syrgashalter och/eller högre organisk belastning än Vassbotten. Detta kan tänkas bero på att Vassbotten är förhållandevis djupare än vad Viksjön är, vilket kan leda till att vattenkolumnen under språngskiktet är större och att det därmed finns mer syrgas att förbruka under nedbrytningen. I Viksjön som är grundare, förbrukas syrgasmängden i bottenvattnet snabbare än i Vassbotten. Geografiskt sträcker sig Vassbotten bort från strömmen från Munkedalsälven. Detta kan göra att det organiska materialet som kommer uppströms passerar Vassbotten och därmed är eventuellt belastningen inte lika stor som i Viksjön. Strömmarna kan också hjälpa till att syresätta bottnarna inom provtagningsområdet.

Artdiversiteten i bottensedimentet överensstämmer väl i de båda sjöarna. Två arter som fanns i Vassbotten och inte i Viksjön var en dammussla och en tagelmask. Musslan var stor, eftersom de växer långsamt tyder det på en hög ålder. Musslor kräver syre för att överleva, vilket visar på att det inte varit syrefritt på dessa provplatser. Anledningen till att musslor inte hittades i Viksjön kan antas bero på att syreförhållandena är sämre på grund av att flödet och djupet skiljer sig åt. *Oligochaeter* och *Chironomider* har kort livslängd och förhållandet mellan dem kan fluktuera med korta intervaller, till skillnad från musslor som har lång livslängd och visar på att sjön inte har haft en total syrebrist på botten.

Tidigare undersökningar har visat att det finns bottenbökande fisk i Viksjön, till exempel Braxen, Mört och Björkna (Närsalter och plankton i Viksjön 1997, 1997). Dessa fiskar bökar i sedimentet och bidrar till att grumligheten i vattnet ökar och till att näringsämnen frigörs (bland annat fosfor). De spelar även en direkt roll i utbredningen av makrofyter, då

grumligheten förhindrar att ljus kan nå botten. Vid exkursionen var vattnet mycket grumligt, vilket också kan styrkas av en rapport från Munkedals kommun (Örekilsälven 1997 – 99, 1999). Eftersom bottenbökande fisk finns i sjön så antas bottenfaunan påverkas av predationstrycket, men inga tidigare undersökningar finns på hur bottenfaunan ser ut, därför kan inga jämförelser göras.

I några av proverna hittades ingenting, och några prover innehöll mycket litet bottenfauna.. Om syrebrist var orsaken till litet bottenfauna kan det tyda på att fosfor läcker ut från sedimentet.

Felkällor:

Få prov togs vilket kan ha gjort undersökningen mindre representativ. Till exempel är upphittandet av två stycken musslor mycket på bara 15 stycken prov, men på grund av få prov är detta inte representativt. Möjliga felkällor kan vara att ekmanhämtaren kan ha hamnat snett, inte slutit sig ordentligt, slutit sig innan den nådde botten eller fastnat i stenar och detta kan ha påverkat resultatet. De prov som innehöll litet eller ingen bottenfauna kan ha haft syrebrist, högt predationstryck eller endast varit ett misslyckat bottenhugg. Sållningen kan på vissa prov varit för intensiv vilket kan ha gjort att organismerna inte hamnade i provet. Fel storlek på sållet, ofullständig information vid artbestämning och den mänskliga faktorn vid provtagning och artbestämning.

Referenser

1. Karta över Vassbotten och Viksjön.
2. Rapport: *Örekilsälven 1997-99, Dals-Eds, Munkedals, Färjelanda och Lysekils kommuner*. Munkedals AB, Länsstyrelsen Västra Götaland.
3. Jan-Erik Svensson, Melica miljökonsulter. Rapport: *Närsalter och plankton i Viksjön 1997.*
4. Rapport 4913: *Sjöar och vattendrag, bedömningsgrunder för miljökvalitet.* Naturvårdsverket.
5. Jakob Bergengren, Länsstyrelsen, Jönköpings län. Ted Von Proschwitz, Naturhistoriska riksmuseet, Göteborg. Stefan Lundberg, Naturhistoriska riksmuseet, Stockholm. *Manual för arbete med stormusslor i Sverige 2004.*
6. Anders Nilsson, 1997, *Aquatic Insects Of North Europe.*
7. Georg Mandahl-Barth, 2000, *Vad jag finner i sjö och å.*
8. Lundberg, S. & Pettersson, U. (2002). Bottenfauna, I: Lundberg, S & Larje, R. (Ed.), *Handbok om strömmande vatten.*: 25-41. SNF, Stockholm.

Bilaga 1.

Arter och antal per prov tagna i Vassbotten.

Vassbotten	Djup i meter	Oligochaeta	Tanypodinae	Chironominae	Orthocladiinae	Obestämbara Chironomidae	Ceratopgonidae	Chaoborus	Anodonta	Nematoda	Gordius aquaticus
1	6,5	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0
2	9,7	16	1	17	0	0	4	9	0	0	0
3	8,8	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	6,9	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0
5	6,5	2	0	0	0	0	1	1	0	0	0
6	9,8	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0
7	11,3	5	1	1	0	0	4	1	0	0	1
8	6,4	4	0	0	0	0	2	0	0	0	0
9	9,5	15	0	2	0	0	11	7	0	0	0
10	6,5	12	1	0	0	0	0	0	0	0	0
11	5,4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
12	8	15	0	1	0	0	2	0	0	0	0
13	7,3	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	5,9	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
15	8,6	4	0	0	0	0	8	0	0	0	0
16	4,7	26	4	2	0	0	5	0	0	0	0
Summa		114	7	27	1	0	39	18	2	0	1
Medel	7,61	7,13	0,44	1,69	0,06	0,00	2,44	1,13	0,13	0,00	0,06

Arter och antal per prov tagna i Viksjön.

Viksjön	Djup i meter	Oligochaeta	Tanypodinae	Chironominae	Orthocladiinae	Obestämbara Chironomidae	Ceratopgonidae	Chaoborus	Anodonta	Nematoda	Gordius aquaticus
Prov 1	4,7	31	1	6	0	1	1	1	0	1	0
2	4,3	1	0	0	0	0	3	1	0	0	0
3	4,9	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	3,6	8	0	3	0	0	3	0	0	0	0
5	4,9	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0
6	3,8	5	0	0	0	0	5	0	0	0	0
7	4,7	26	4	2	0	0	5	0	0	0	0
8	5	14	1	5	0	0	0	0	0	0	0
9	4	1	0	0	0	0	1	2	0	0	0
10	4,7	3	1	2	2	0	0	0	0	0	0
11	4,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	5,3	17	1	0	0	0	2	1	0	0	0
14	4,2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
15	4,9	12	0	1	0	1	2	0	0	0	0
16	4,6	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Summa		125	10	19	2	2	23	5	0	1	0
Medel	4,53	8,33	0,67	1,27	0,13	0,13	1,53	0,33	0	0,07	0
Totalsumma		239	17	38	3	2	62	23	2	1	1
Totalmedel	6,12	7,71	0,55	1,48	0,10	0,06	2,00	0,74	0,06	0,03	0,03

Bilaga 2.

O/C- index per prov i Vassbotten

Prov	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Djup (m)	6,9	6,5	9,8	5,4	8	7,3	5,9	8,6	11,3	6,4	9,5	6,5	6,5	9,7	8,8
Oligochaeta	2	2	0	0	15	8	0	4	5	4	15	12	1	16	4
Chironominae + Orthocladiinae	1	0	3	0	1	0	0	0	2	0	2	1	1	17	0
O/C i %	66,7	100	0	0	93,75	100	0	100	71,43	100	88,24	92,31	50	48,48	100
O/C djupkorrigerat	9,67	15,38	0	0	11,72	13,7	0	11,63	6,32	15,63	9,29	14,2	7,69	5	11,36
Oligochaeta /m^2	93	93	0	0	699	373	0	186	233	186	699	559	47	746	186
Chironominae + Orthocladiinae/m^2	47	0	140	0	47	0	0	0	47	0	93	0	47	792	0

O/C-index per prov i Viksjön

Prov	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Djup (m)	4,7	4,3	4,9	3,6	4,7	4,3	5,3	4,9	3,8	5	4	4,2	4,9	4,6	4,7
Oligochaeta	31	1	2	8	3	0	17	5	5	14	1	0	12	0	26
Chironominae + Orthocladiinae	7	0	0	3	4	0	0	1	0	5	0	0	2	1	2
O/C i %	81,58	100	100	72,73	40,86	0	100	83,33	100	73,68	100	0	85,71	0	92,86
O/C djupkorrigerat	17,36	23,26	20,41	20,2	9,12	0	18,87	17,01	26,32	14,74	25	0	17,49	0	19,76
Oligochaeta /m^2	1444	47	93	373	140	0	792	233	233	652	47	0	559	0	1211
Chironominae + Orthocladiinae/m^2	280	0	0	140	186	0	0	0	0	233	0	0	47	0	93

O/C- index medelvärde i Vassbotten och Viksjön

O/C- index medel Vassbotten.	8,77
Oligochaeta medel/m^2	273
Chironominae + Orthocladiinae/m^2	81

O/C- index medel Viksjön.	15,3
Oligochaeta medel/m^2	373
Chironominae + Orthocladiinae/m^2	65

VIII

Göteborgs Universitet
Zoologiska Institutionen
Vattenvård 10 p
HT -05
Handledare: Ragnar Lagergren

BOTTENFAUNAUNDERSÖKNING I ÖSTERSJÖN

John Guslén
Sara Hillbom
Elin Jansson
Karin Kjällman-Eriksson
Emma Lind

Sammanfattning

Östersjön är en djup sjö som har sitt största tillflöde från Ellenösjön, med vilken den är förbunden med ett sund. Ellenösjön är grund och eutrof. Det har diskuterats om en barriär skall anläggas mellan sjöarna för att förhindra att näringsrikt vatten från Ellenösjön driver in och gödslar Östersjön. Beslut om detta beror på om Östersjön fungerar som fosforkälla eller fosforfälla. För att utreda om Östersjöns botten varit utsatt för syrebrist, vilket leder till fosforläckage från bottensediment, togs bottenfaunaprover med ekmanhuggare, vilka sammanställdes till ett O/C-index. Resultatet visar att bottenfaunan avviker måttligt från den som förekommer under ostörda förhållanden, vilket beror på en störning i form av syrebrist. Detta talar för att Östersjön fungerar som fosforkälla. Dock har Östersjön mindre eutrofieringsgrad än vattnet i sin största tillflödeskälla, vilket tyder på att den kan fungera som en fosforfälla. Författarna anser att det ingrepp en barriär mellan sjöarna innebär inte är önskvärd, men en eventuell förvärrning av Östersjöns eutrofieringsgrad skulle kunna innebära att sjön tippar över till en eutrofieringsstatus, där sjön blir en stor fosforkälla, och blir mycket svår att återställa. En barriär vore befogad om denna risk föreligger. Optimalt vore dock om grundproblemet, den stora fosfortillförseln till Ellenösjön från Valboån och omkringliggande jordbruk, kunde reduceras med hjälp av skyddszoner och anlagda eller återställda våtmarker.

Inledning

Projektet "Våtmarker och skyddszoner inom Gullmarns avrinningsområde" uppkom 1997 efter att man under lång tid kunnat studera ökande algblomningar och en ökande halt närsalter. Projektet innefattar de tre kommunerna Färgelanda, Dals-Ed och Munkedal. De samarbetar för att rädda Gullmarsfjorden, Sveriges enda tröskelfjord. Inom projektet vill man få till stånd dammar/våtmarker och skyddszoner för att minska näringstillförseln till vattensystemen och Gullmarn. Projektet finansierades av EU, berörda kommuner, Jordbruksverket, Länsstyrelsen i Västra Götaland, Miljödepartementet samt genom frivillig markavsättning.

Området är beläget några mil norr om Uddevalla. Ellenösjön och Östersjön är belägna i Färgelanda kommun söder om Färgelanda.

Östersjön är en djup sjö omgiven av barrskog. Det gör att vattnet som rinner till sjön är näringsfattigt i förhållande till vatten som kommer från jordbruksmark. På grund av sjöns djup bildas det på sommaren ett språngskikt vilket kan leda till syrebrist på bottnen under denna period. Ellenösjön, som är sammankopplad med Östersjön, är tvärtom en mycket grund sjö. Den har många tillflöden från områden med mycket jordbruksmark och vattnet blir därför mycket näringsrikt. Ellenösjön omblandas sommartid men drabbas ofta av syrebrist under vintertid då isen förhindrar vattencirkulationen.

Vid tillförsel av näringsämnen ökar primärproduktionen i sjön. När sjöns inre kretslopp inte längre klarar av den ökande produktionen börjar eutrofieringsprocessen. När växtplankton faller till botten istället för att bli uppätna av zooplankton bryts de ner av syrekrävande organismer. Syret förbrukas mer och mer och till slut blir bottnen syrefri. Vid syrebrist förlorar bottensedimentet sin kapacitet att binda fosfor. Fosforn börjar då läcka ut till den fria vattenmassan och blir en intern källa, *fosforkälla*. Då fosfor ofta är det begränsande näringsämnet leder detta till ökad växtproduktion. Även om tillrinningsvattnet är fritt från fosfor så kan den interna källan leda till fortsatt eutrofiering. Så länge syre finns tillgängligt så har sjön en kapacitet att binda mer fosfor än den får ta emot, och fungerar då som en *fosforfälla*. Sjön kan därmed hjälpa till att avlasta ett mer näringsrikt vattensystem (Naturvårdsverket, 2000).

Under vissa vindförhållanden tillförs näringsrikt vatten från Ellenösjön till Östersjön. Det bidrar till ökad eutrofiering i Östersjön som kan leda till syrebrist. Det har diskuterats om man ska bygga en barriär mellan sjöarna för att förhindra näringsflödet (Vattenvårdande åtgärder i Örekilsälvens vattensystem).

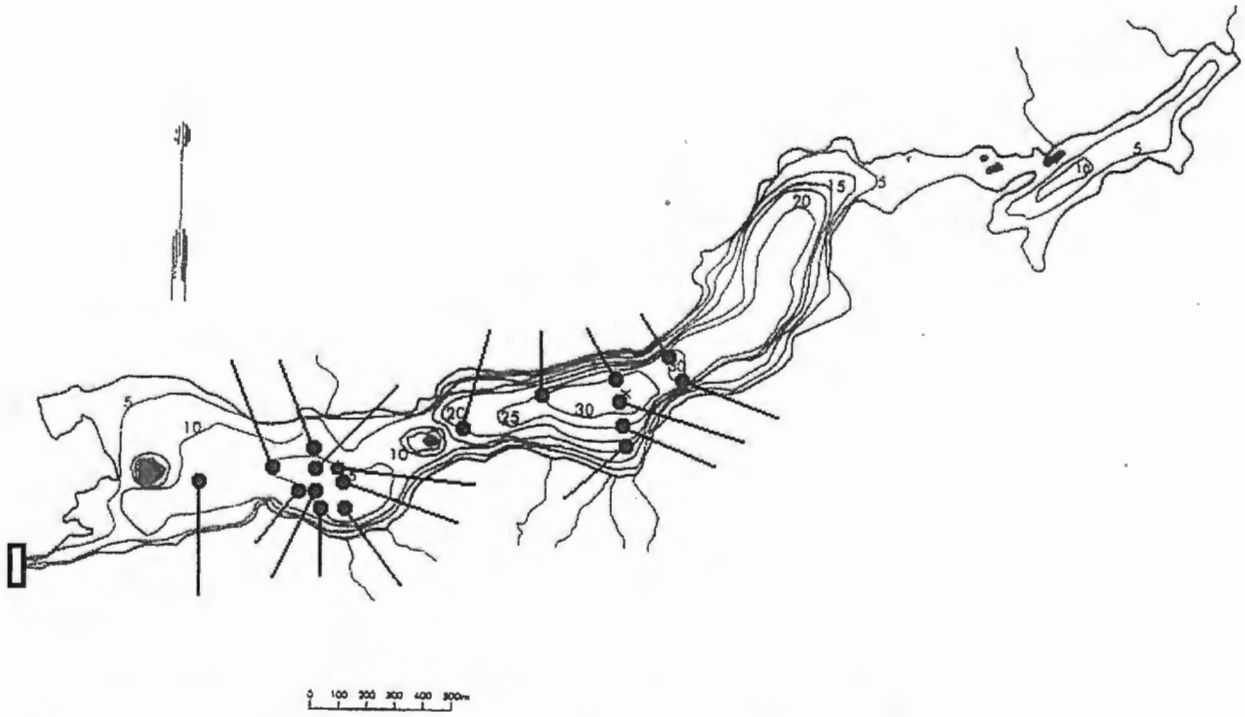
Vår frågeställning är därför om en barriär är nödvändig för att rädda Östersjön. För att få reda på hur sjöarna påverkar varandra är vårt uppdrag att undersöka bottenfaunan. Fördelen med denna biologiska undersökning är att den ger svar om situationen på både kort och lång sikt, eftersom organismerna är beroende av miljön under en längre tid. Genom att undersöka bottenfaunan kan vi få svar på sjöns syrestatus.

Ett djupkorrigerat O/C-index är ett mått på faunans påverkan av eutrofiering, syrgasförhållanden och organiska föroreningar. Olika arter har olika krav på den omgivande miljön. Höga kvoter

betyder att det är en dominans av fåborstmaskar (*Oligochaeta)* vilket tyder på att det är låga syrgashalter.

Metod

Två områden i Östersjön, djupare än 15 meter, markerades på en karta. Dessa områden delades in i rutor, vilka motsvarade cirka 50 gånger 100 meter. Av rutorna slumpades tio respektive 15 stycken fram för provtagning genom tärningskast (Figur 1). Den 15 november 2005 togs bottenfaunaprov med ekmanhuggare, vilka sållades genom såll med maskor på 0,5 mm. Materialet hälldes i plastburkar och därefter tillsattes 95,5 % alkohol och vatten, vilket gav en total alkoholstyrka på cirka 70 %. På grund av tekniska missöden och tidsbrist blev antalet provtagningspunkter färre än planerat. Vattendjupet på provtagningsställena kontrollerades med ekolod och noterades tillsammans med provnummer och koordinater enligt kartan (Figur 1).



Figur 1. Provtagningsplatser i Östersjön. Ekvidistans 5 m. x = *maxdjup. Ur Wemmer, 1997*

Veckan efter undersöktes faunan i proverna med lupp och bestämningslitteratur (Nilsson ed., 1996, Mandahl-Barth, 2000). Resultaten delades in i fåborstmaskar (*Oligochaeta*) och chironomidunderfamiljerna *Tanypodinae, Chirominae* och *Orthoctadiinae*, samt mygglarven (*Corethra plomicornis*). Dessa arter är särskilt lämpade att titta på då de har olika krav på syrgashalter.

Ett djupkorrigerat O/C-index beräknades genom formeln:

$$(O / C) \times 100 / D$$

där Oligochaeter = O, chironomider exklusive *Tanypodinae* = C, djup i meter = D

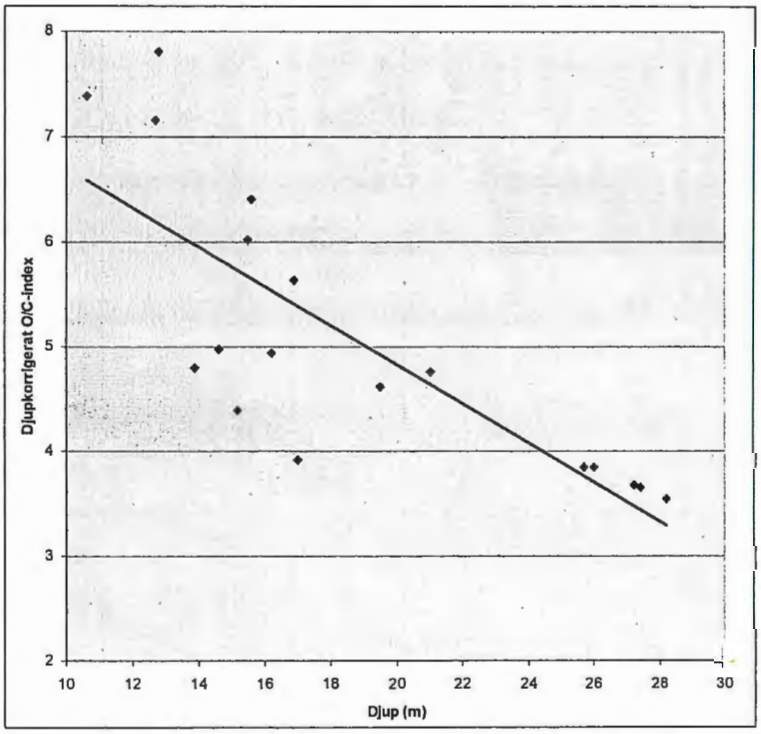
Enligt EU:s ramdirektiv för vatten delas O/C-index in i fem klasser. Ett djupkorrigerat O/C-index på 0,5-4,7 ger klass 2 (måttliga effekter av störning där bottenfaunan avviker enbart något från ostörda förhållanden) och ett index på 4,7-8,9 ger klass 3 (tydliga störningseffekter med avsevärd påverkan på organismsamhällena eller deras miljö och måttligt avvikande bottenfauna jämfört med den som normalt förekommer under ostörda förhållanden) (Naturvårdsverket, 2000).

Resultat

Utifrån medelvärdet av djupkorrigerade O/C-index hamnar sjön i klass 3 (Tabell 1). Djupkorrigerat O/C-index visade sig vara beroende av provtagningsställets djup (Figur 2).

Tabell 1, Djup, funna arter och djupkorrigerat O/C-index för de slumpmässigt framtagna provtagningsplatserna i Östersjön.

Provpunkter	Djup (m)	*Oligochaeter (n)*	*Tanypodiane (n)*	*Chironominae (n)*	*Orthoctadiinae (n)*	*Corethra plomicornis (n)*	O/C index
1	12,8	3	3	0	0	28	7,81
2	15,2	2	0	1	0	3	4,39
3	16,9	20	1	1	0	20	5,64
4	16,2	4	0	1	0	30	4,94
5	17	32	0	16	0	34	3,92
6	14,6	8	0	3	0	25	4,98
7	15,5	14	2	1	0	27	6,02
8	12,7	10	0	1	0	8	7,16
9	15,6	12	0	0	0	41	6,41
10	10,6	18	0	0	5	15	7,38
11	26	8	0	0	0	23	3,85
12	27,2	19	0	0	0	9	3,68
13	28,2	28	0	0	0	13	3,55
14	27,4	7	0	0	0	7	3,65
15	25,7	92	0	1	0	13	3,85
16	13,9	6	1	2	1	21	4,80
17	19,5	9	1	1	0	34	4,62
18	21	3	1	0	0	8	4,76
							Medeltal 5,08



Figur 2. Djupkorrigerat O/C-index för provställenas olika djup.

Diskussion

Proverna dominerades uteslutande av oligochaeter jämfört med chironomider. Än mer dominerade pelagiska mygglarver (*Corethra plomicornis*) som migrerar mellan pelagialen och profundalen. Oligochaeter och pelagiska mygglarver tål miljöer med låg syrgashalt bra. Den djupare delen av Östersjön misstänks på grund av dessa resultat vara utsatt för syrebrist under ett eventuellt språngskikt sommartid.

Att de grundare provtagningspunkterna hade högre djupkorrigerade O/C-värden (se figur 2) tolkar vi som att de är utsatta för högre grad av syrebrist än förväntat när man jämför med de djupare provtagningspunkterna.

Våra resultat pekar på att Östersjön tidvis kan lida av syrgasbrist och tidigare fosforanalyser (Projektarbeten i Örekilsälven, 1999) tyder på att Östersjön är en fosforkälla, medan andra undersökningar (Projektarbeten i Örekilsälven, 2000, dito, 2001) menar att den är en fosforfälla. Det går alltså inte att klart fastställa tillståndet i sjön utan att göra mer omfattande provtagningar både på fosforhalter och bottenfauna i Östersjön och vattendrag nedströms.

Förslaget att bygga en barriär mellan Östersjön och Ellenösjön har som utgångspunkt att Östersjön fungerar som fosforkälla. Om så är fallet vore det för Östersjön fördelaktigt då den skulle kunna återgå till att bli en klar, djup och oligotrof sjö. Det finns dock en rad nackdelar med detta. Förutom att hindra båttrafik mellan sjöarna skulle en barriär ge en störning av det naturliga ekosystemet och hindra fisken att vandra mellan sjöarna. Detta förekommer framför allt

under vintertid då den grunda Ellenösjön kan frysa till och syrenivån sjunker. Ett reglerat vattenstånd kommer att leda till en höjning av vattennivån i Östersjön men också fluktuationer i vattendrag nedströms (Fiskeriverket 1998). Ellenösjön buffrar i sig inte några större vattenmängder, då utloppet tidigare grävts ut för att just skydda jordbruksmarken runt omkring för fluktuationer. Ett snabbare vattenflöde skulle leda till erosion och översvämningar på flacka stränder som nyttjas för jordbruk. En snabbare omsättningstid innebär en minskad retention vilket belastar systemet nedströms med ännu mer näringsämnen. Frågan är också om det är rätt att göra ett så stort ingrepp i naturen eftersom det kan vara svårt att förutsäga alla konsekvenser av en sådan åtgärd.

Om tillståndet i Östersjön förvärras är det möjligt att man ändå får bygga en barriär. Optimalt vore i så fall en reglerbar barriär som gör det möjligt att hindra flöde endast under sommartid då språngskikt bildas. Vi anser dock att det vore bättre att satsa på att reducera fosforutsläppen från jordbruken. En åtgärd som skulle kunna minska utsläppen är att anlägga våtmarker samt skyddszoner vid åkrarnas vattendrag. Viktigt att tänka på är markens lutning, nederbörd, jordart, eventuell utdikning och gödslingspåverkan vid utformning av skyddszoner. Dessa åtgärder bygger idag helt på frivillig avsättning av mark från markägaren vilket leder till tröghet i processen. Ofta sker upprättandet på sämre anpassad mark och effekten blir inte de önskade. Kanske en lagstiftning är nödvändig om den frivilliga avsättningen inte räcker till.

Biomanipulation är en metod som skulle kunna komplettera andra åtgärder. Genom att fiska ut bottenbökande fiskar skulle man kunna minska frisättning av fosfor. Försök har dock redan gjorts i Ellenösjön, men detta misslyckades då man inte fick upp mer än 10% fisk på grund av att trålarna fastnade i sjunktimmer.

Skulle det däremot visa sig att Östersjön är en fosforfälla kan en barriär vara negativ eftersom Östersjön hjälper till att avlasta systemet. Detta sker genom att sedimenten kan binda in näringsämnen vilka annars skulle belasta Ellenösjön och nedströms liggande vattendrag.

Referenslista

Fiskeriverket, Åtgärdsprogram för restaurering av Ellenösjön/Östersjön, 1998.

Mandahl-Barth Georg, Vad jag finner i sjö och å, Liber 2000

Naturvårdsverket, Bedömningsgrunder för miljökvalitet, "Sjöar och vattendrag", Naturvårdsverket Rapport 4913, 2000

Nilsson Anders (editor), Aquatic Insects in North Europe – a taxonomic handbook, 1996

Projektarbeten inom Örekilsälvens avrinningsområde HT 1999, Göteborgs Universitet, 1999

Projektarbeten inom Örekilsälvens avrinningsområde HT 2000, Göteborgs Universitet, 2000

Projektarbeten inom Örekilsälvens avrinningsområde HT 2003, Göteborgs Universitet, 2003

Vattenvårdande åtgärder i Örekilsälvens vattensystem, Göteborgs Universitet

http://www.foretag.fargelanda.se/vatmarker

IX

Säger spåren i sedimenten något om Ellenösjöns och Östersjöns eutrofieringshistorik?

Av
Lotta Andersson Johansson, Maria Forsgran, Roy Haglund, Ida Lilja, Peter Mattiasson och Patrik Swede.

Vattenvård 10p HT-05
Göteborgs universitet
2005-11-28

Handledare: Ragnar Lagergren,
Fredrik Palm

Innehållsförteckning

Sammanfattning.

En analys av bottensedimenten i sjöarna Östersjön och Ellenösjön har utförts för att undersöka eutrofieringshistoriken i dessa sjöar. Studien ämnade till att finna möjliga trender i artsammansättningen av bosmina. Arterna trivs vid olika näringsförhållanden och visar på förändringar av trofigrad. Skalrester från bottensedimentsprov artbestämdes och frekvensberäknades, och provresultaten visar tydliga trender i sammansättningen av bosminaarter i sjöarna. De slutsatser som kan dras visar att Ellenösjön är eutrofierad och Östersjön håller på att utvecklas i samma riktning. Vidare kan ses att Ellenösjön historiskt sett har haft en hög andel av de eutrofieringsgynnade bosminaarterna. Detta visar att restaureringsåtgärderna i området ej fått önskad effekt för att motverka eutrofiering.

Inledning.

Eutrofiering är ett utbrett problem i svenska vattensystem, särskilt där jordbruksmarker dominerar. Ellenösjön och Östersjön ingår i Örekilsälvens vattensystem som i sin tur står för 90% av Gullmarsfjordens nederbördsområde. Redan på 70-talet började eutrofieringsproblemen uppmärksammas där. Ellenösjön är en av de mest eutrofa sjöarna i systemet med regelbundna algblomningar sedan andra halvan av 80-talet (Svenland, 2002). Delvis beror detta på att den näringsrika Valboån har både in och utflöde i sjön. Åkermark omger dessutom hela sjön, dock är Ellenösjön så grund att syrebrist sällan uppstår, endast möjligtvis under vintern. Östersjön är däremot en djup oligotrof sjö med en gradient mot högre eutrofi vid sundet som förbinder den med Ellenösjön. Syrebrist kan uppträda i dess djupa delar under sommaren och vintern och då kan fosfor frigöras från botten ut i de fria vattenmassorna.

Bosmina är ett släkte hinnkräftor som lever i de fria vattenmassorna i sjöar och andra sötvattensystem. De äter växtplankton och är i sin tur föda åt fiskyngel och evertebrata predatorer (Smol et al. 2001). Förhållandet mellan olika bosminaarter skiljer sig mellan eutrofa och oligotrofa sjöar. Studier av bosminaskal i sedimenten ger därför information om historiska trofigrader i sjön. För att kunna se hur närsaltshalterna ändrats genom tiden studerades förekomsten av skal från olika arter av Bosmina i bottensedimenten (Smol et al. 2001).

Som en del av kursen vattenvård 10p vid Göteborgs universitet ht 05 har vi genomfört en sådan undersökning av sediment från Ellenösjön och Östersjön i Dalsland. Studien ämnade till att finna möjliga trender i artsammansättningen av bosmina som kan visa på förändringar av trofigrad i sjöarnas historia.

Vi har tittat på tre olika bosmina arter som trivs i olika miljöförhållanden.

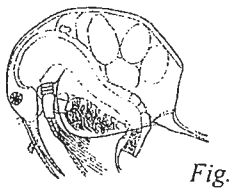


Fig. 1

Fig. 1. Bosmina longispina förekommer mest i oligotrof miljö. Den är snarlik *Bosmina longirostris* som också lever i oligotrofa vatten, men har en bredare nisch. Vi har slagit ihop dessa arter och räknat dem som en indikator för oligotrofa förhållanden (Lagergren, 2005).

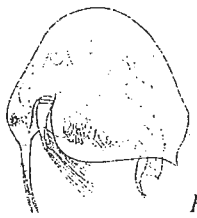


Fig. 2

Fig. 2. Bosmina (Eubosmina) longicornis kessleri förekommer i alla trofigrader men gynnas av eutrofa förhållanden, och används därför som en indikator för eutrofiering (Lagergren, 2005).

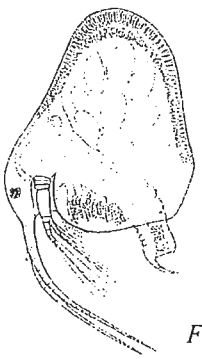


Fig. 3

Fig.3. Bosmina (Eubosmina) coregoni gibbera är en indikator för eutrofa förhållanden. Den har ett högryggat carapax som skyddar mot predation, men minskar deras rörelseförmåga. Då den inte kan simma särskilt bra måste den leva i vatten med hög näringskoncentration för att få i sig tillräckligt med föda (Lagergren, 2005).

Metod.

En stilla klar morgon, den 16 november 2005, gav vi oss ut på sjöarna med båt. Med hjälp av en sedimentproppsprovtagare tog vi två proppar, en i Östersjön på 30m djup (bilaga 1.) och en i Ellenösjön på 8 m djup (bilaga 2.). Båda togs i djuphålor för att få så ostörda sediment som möjligt. Propparna fördes tillbaka till stranden där de skiktades i 0,5 cm skikt och lades i märkta plastpåsar. Vi tog 50 skikt per propp som fördes till lab för analys.

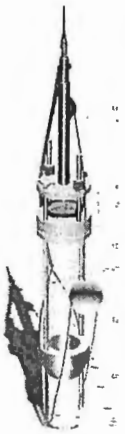


Fig. 4a.

Fig. 4b.

4a) Tom sedimentproppsprovtagare, ca 1m hög. b) Efter provtagning. Provtagningsröret är 58 mm i innerdiameter.

På lab värmdes 3 ml av varje prov på en kokplatta i 100 ml 10% KOH lösning för att avlägsna organiskt material. Efter att provet nått 65°C-75°C fick det stå i 30 min under omrörning med magnetomrörare. Sedan sköljdes provet i ett 100µm såll tills vattnet blev klart. Proven placerades med pipett på objektsglas och studerades i mikroskop.
50 slumpvis valda bosminor av indikatorarterna identifierades som underlag för frekvensberäkningarna.

Utanför frekvensberäkningarna antecknade vi även antalet *Leptodora kindtii* i våra prover. L. kindtii är en evertebrat predator som äter bosminor. De gynnas av dåligt siktförhållande, d.v.s. eutrofa vatten. Även de är alltså indikatorer för eutrofa miljöer (Hellsten, 1997).

Resultat.

Proven visar en ökande trend för *B. kessleri* samt att *B. longispina* har en minskande trend i de båda undersökta sjöarna. *B. gibbera* visar i Ellenösjön en något minskande trend och i Östersjön en ökande trend (se fig. 5 och 6). Dock så har proven inte samma tidsskala då sedimentations-hastigheten är högre i Ellenösjön än i Östersjön. Förekomsten av L. kindtii varierar starkt mellan sjöarna. Av totala mängden prov hittades i Östersjön 37st, medan Ellenösjöproven innehöll 493st. För tabeller se bilagor 3 och 4.

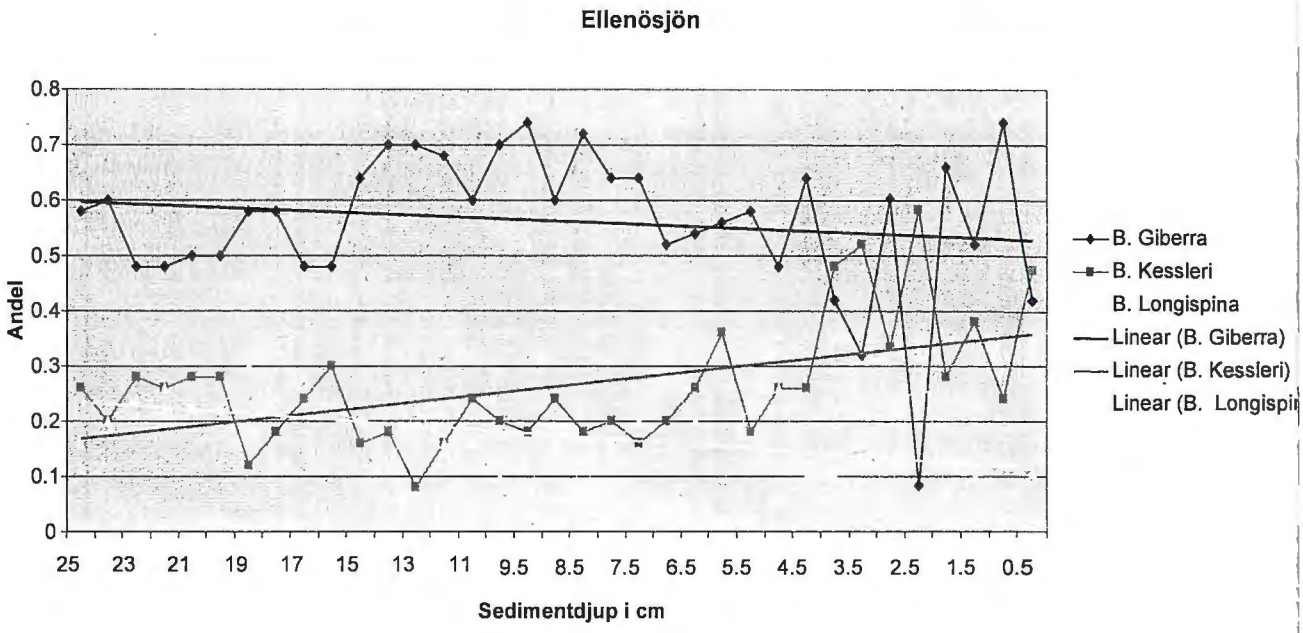


Fig. 5. Diagram över frekvensfördelningen av undersökta bosminaarter i Ellenösjön.

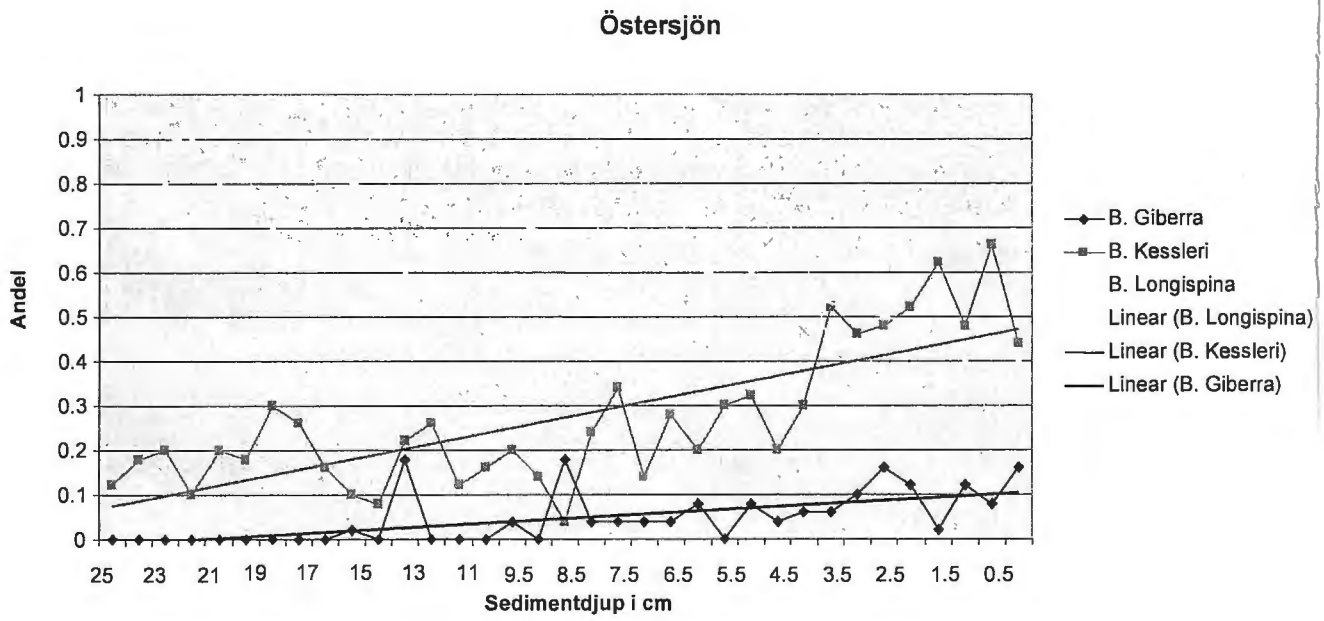


Fig. 6. Diagram över frekvensfördelningen av undersökta bosminaarter i Östersjön.

Diskussion.

Sedimentationshastigheten är olika i sjöarna. Ellenösjön har mycket snabb sedimentering, medan Östersjön sedimenterar långsammare. Detta ger olika tidsspann på propparna. Resultaten från Östersjön sträcker sig längre tillbaka i tiden än Ellenösjön eftersom det analyserades lika långa proppar från båda sjöarna.

Förekomsten av *L. kindtii* varierar starkt mellan sjöarna. *B. longispina* saknar högryggat carapax och är ett lättare byte för *L. kindtii* än de två andra bosmina arterna. *B. gibbera* och *B. kessleri* kan skydda sig från *L. kindtii* ganska bra med hjälp av sin morfologi, och därför kan dessa tre arter samexistera (Palm, 2005).

Näringsväven är en komplicerad historia. Förändringar i den kan ge stora utslag på zooplanktonsammansättningen. Trofigraden hänger visserligen samman med vilka organismer som lever i systemet eftersom de påverkar varandra, men det kan vara svårt att tolka vilka resultat som beror av vad.
Resultaten visar kvoter mellan de olika arterna vilket gör att man inte ser om en art har ökat i antal eller om en annan har minskat, det som syns är hur arters förekomst har förändrats i förhållande till varandra.

Slutsats.
Man kan se tydliga trender i artsammansättningen från sjöarnas bottensediment. Resultaten visar att de åtgärder som gjorts i området inte har lyckats bryta den eutrofierande trenden i sjöarna. Denna slutsats kan dras från resultaten som visar en ökande trend för *B. kessleri* och den minskande trenden för *B. longispina*. Det som kan vara lite underligt är att *B. gibbera* i Ellenösjön visar en något minskande trend vilket skulle tyda på att eutrofinivån skulle minska. Östersjön löper stor risk att få allt högre trofigrad och ökade problem med syrefria bottnar. Detta skulle leda till en ond cirkel där sjöns botten blir ytterligare en näringskälla för vattnet, då fosfor frigörs under syrefria förhållanden. Ellenösjön har varit eutrof under längre tid, men man kan tolka eutrofieringen i Östersjön som att Ellenösjön ökat i trofigrad ytterligare och påverkat Östersjön.
För att kunna tolka resultaten mer specifikt skulle en datering av de olika sedimentskikten behöva göras.

Möjliga felkällor under undersökningen kan vara Bosminornas ovanligt stora variation av fenotyper vilket försvårar identifikation (Smol et al. 2001). Detta ledde till att analyserna i början troligtvis inte gav ett helt korrekt resultat. Säkerheten ökade efterhand. Då analyserna skedde kronologiskt är troligen den störst felmarginalen i ytsedimenten. Detta kan vara förklaringen till varför det i Ellenösjön var en minskande trend för *B. gibbera*.

Referenser:

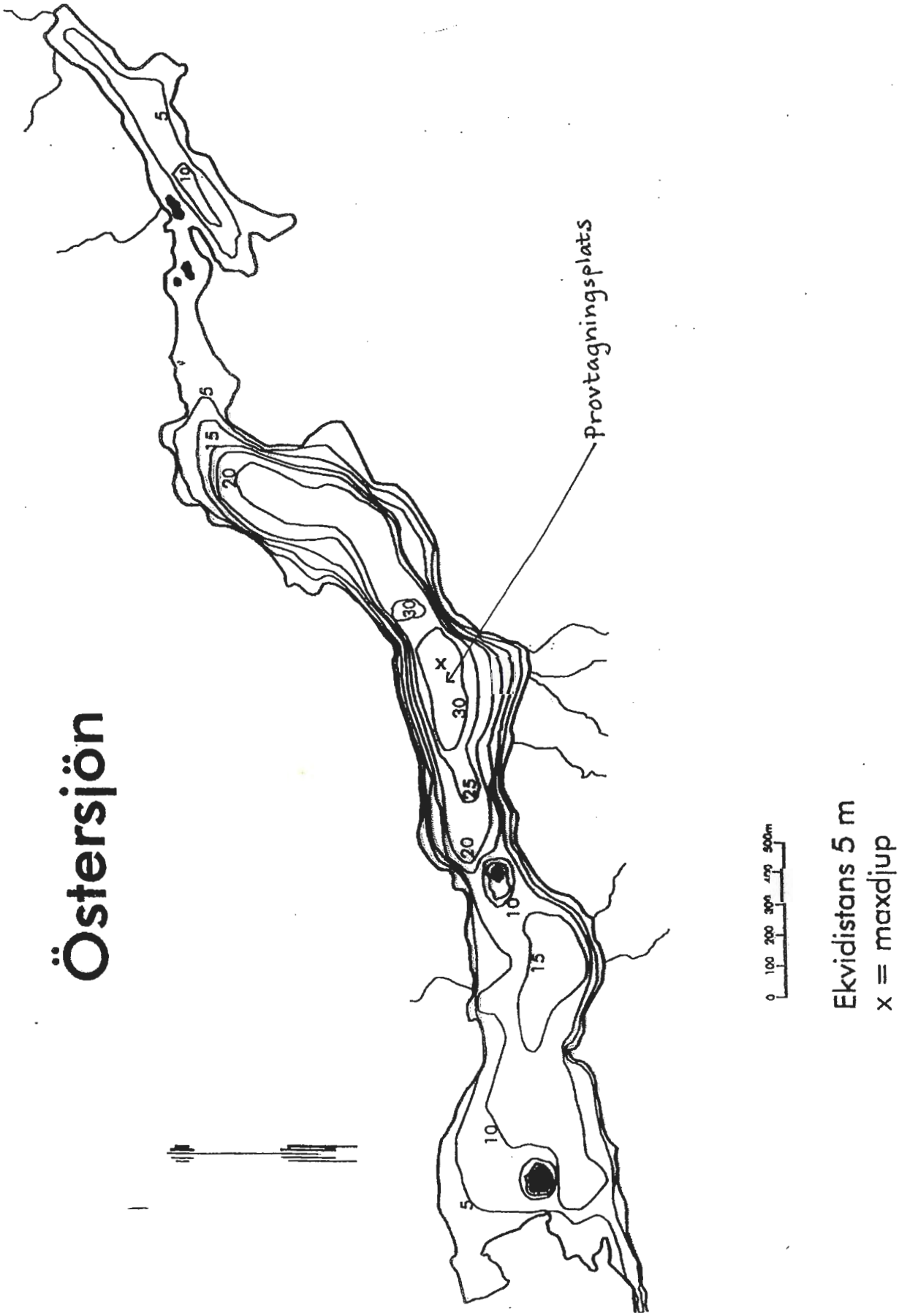
Hellsten, M. 1997. Population and behavioural ecology of two Eubosmina species, with emphasis on antipredator traits. Göteborgs Universitet.

Lagergren, R. 2005. Zoologiska institutionen,Göteborgs Universitet, muntligen.

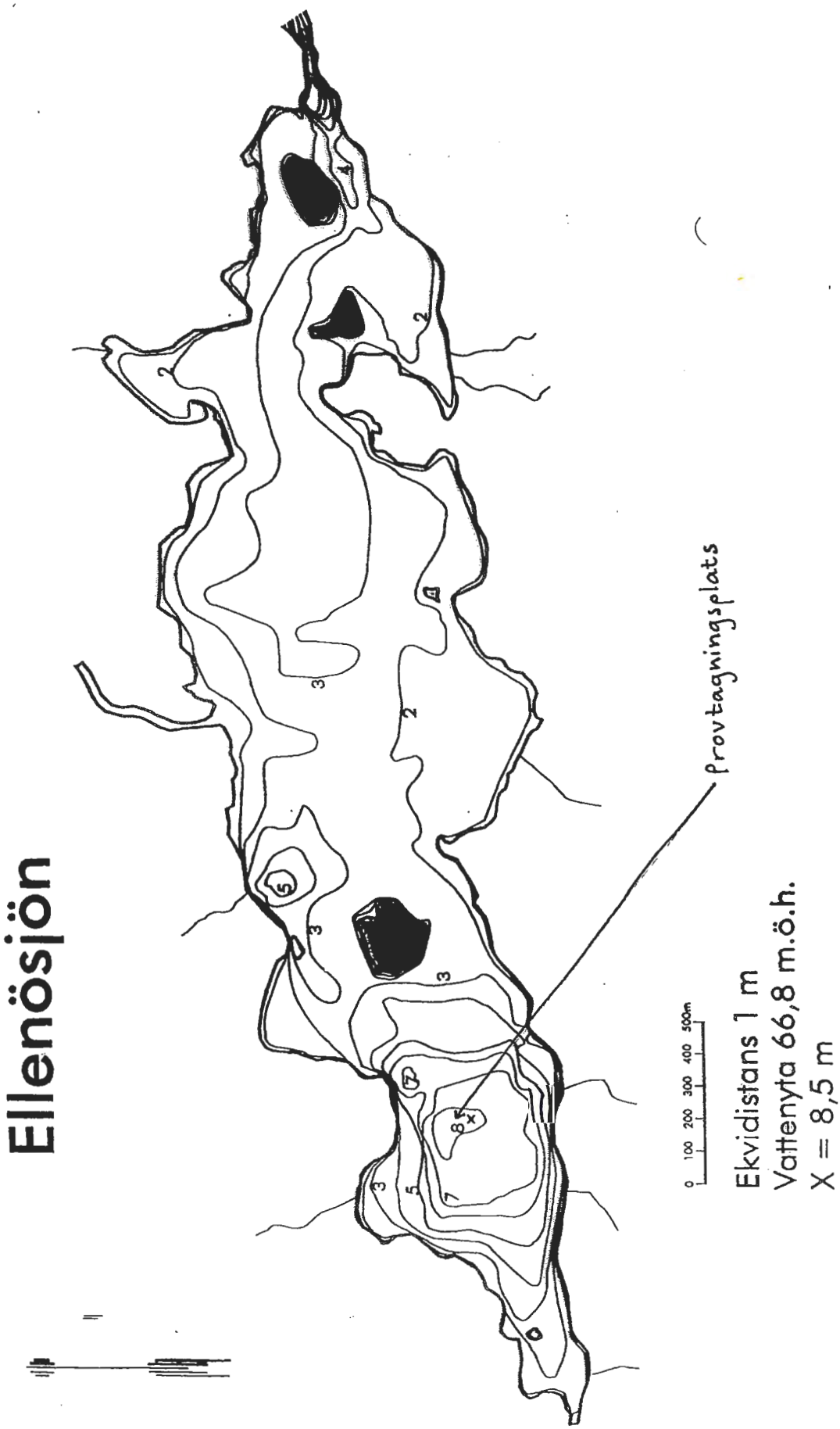
Palm, F. 2005. Zoologiska institutionen,Göteborgs Universitet, muntligen.

Smol, J.P., Birks, J.B & Last, W.M., 2001. Tracking Enviormental Change Using Lake Sediments, Kluwer Academic Publishers.

Svenland, C. 2002., http://www.foretag.fargelanda.se/vatmarker (2005-11-28)



Ur Wemmer, 1997



Ur Wemmer, 1997

Bilaga 3. Östersjön

	Individantal					Frekvensfördelning		
Prov nr	B. giberra	B. kessleri	B. longispina	L. Kindtii	Djup (cm)	B. giberra	B. kessleri	B. longispina
1	8	22	20	1	0,5	0,16	0,44	0,4
2	4	33	13	0	1	0,08	0,66	0,26
3	6	24	20	0	1,5	0,12	0,48	0,4
4	1	31	18	4	2	0,02	0,62	0,36
5	6	26	18	0	2,5	0,12	0,52	0,36
6	8	24	18	3	3	0,16	0,48	0,36
7	5	23	22	0	3,5	0,1	0,46	0,44
8	3	26	21	0	4	0,06	0,52	0,42
9	3	15	32	8	4,5	0,06	0,3	0,64
10	2	10	38	3	5	0,04	0,2	0,76
11	4	16	30	0	5,5	0,08	0,32	0,6
12	0	15	35	4	6	0	0,3	0,7
13	4	10	36	0	6,5	0,08	0,2	0,72
14	2	14	34	4	7	0,04	0,28	0,68
15	2	7	41	2	7,5	0,04	0,14	0,82
16	2	17	31	1	8	0,04	0,34	0,62
17	2	12	36	1	8,5	0,04	0,24	0,72
18	9	2	39	2	9	0,18	0,04	0,78
19	0	7	43	1	9,5	0	0,14	0,86
20	2	10	38	0	10	0,04	0,2	0,76
22	0	8	42	0	11	0	0,16	0,84
24	0	6	44	1	12	0	0,12	0,88
26	0	13	37	0	13	0	0,26	0,74
28	9	11	30	1	14	0,18	0,22	0,6
30	0	4	46	0	15	0	0,08	0,92
32	1	5	43	0	16	0,02	0,1	0,86
34	0	8	42	0	17	0	0,16	0,84
36	0	13	37	0	18	0	0,26	0,74
38	0	15	35	0	19	0	0,3	0,7
40	0	9	41	0	20	0	0,18	0,82
42	0	10	40	1	21	0	0,2	0,8
44	0	5	45	0	22	0	0,1	0,9
46	0	10	40	0	23	0	0,2	0,8
48	0	9	41	0	24	0	0,18	0,82
50	0	6	44	0	25	0	0,12	0,88

Bilaga 4. Ellenösjön

	Individantal					Frekvensfördelning				
Prov nr	B. giberra	B. kessleri	B. longispina	L. kindtii	Djup (cm)	B. giberra	B. Kessleri	B. longispina	L. kindtii	
1	16	18	4	12	0,5	0,42	0,47	0,11	12	ej 50
2	37	12	1	12	1	0,74	0,24	0,02	12	
3	26	19	5	3	1,5	0,52	0,38	0,1	3	
4	33	14	3	2	2	0,66	0,28	0,06	2	
5	3	21	12	10	2,5	0,08	0,58	0,33	10	ej 50
6	29	16	3	3	3	0,60	0,33	0,06	3	ej 50
7	16	26	8	21	3,5	0,32	0,52	0,16	21	
8	21	24	5	13	4	0,42	0,48	0,1	13	
9	32	13	5	11	4,5	0,64	0,26	0,1	11	
10	24	13	13	20	5	0,48	0,26	0,26	20	
11	29	9	12	7	5,5	0,58	0,18	0,24	7	
12	28	18	4	13	6	0,56	0,36	0,08	13	
13	27	13	10	14	6,5	0,54	0,26	0,2	14	
14	26	10	14	28	7	0,52	0,2	0,28	28	
15	32	8	10	23	7,5	0,64	0,16	0,2	23	
16	32	10	8	7	8	0,64	0,2	0,16	7	
17	36	9	4	17	8,5	0,72	0,18	0,08	17	
18	30	12	8	10	9	0,6	0,24	0,16	10	
19	37	9	4	8	9,5	0,74	0,18	0,08	8	
20	35	10	5	4	10	0,7	0,2	0,1	4	
22	30	12	8	10	11	0,6	0,24	0,16	10	
24	34	8	8	18	12	0,68	0,16	0,16	18	
26	35	4	11	21	13	0,7	0,08	0,22	21	
28	35	9	6	14	14	0,7	0,18	0,12	14	
30	32	8	10	16	15	0,64	0,16	0,2	16	
32	24	15	11	13	16	0,48	0,3	0,22	13	
34	24	12	14	12	17	0,48	0,24	0,28	12	
36	29	9	12	15	18	0,58	0,18	0,24	15	
38	29	6	15	17	19	0,58	0,12	0,3	17	
40	25	14	11	17	20	0,5	0,28	0,22	17	
42	25	14	11	12	21	0,5	0,28	0,22	12	
44	24	13	13	30	22	0,48	0,26	0,26	30	
46	24	14	12	26	23	0,48	0,28	0,24	26	
48	30	10	10	14	24	0,6	0,2	0,2	14	
50	29	13	8	20	25	0,58	0,26	0,16	20	